

LE JARDINAGE CORALLIEN EN TANT QU'OUTIL DE RESTAURATION DU RÉCIF :
ÉLÉMENTS D'OPTIMISATION ET BILAN DES EXPÉRIENCES DANS LES CARAÏBES

par
Ariane Romon

essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale (M.E.I.)

Sous la direction du Dr Dany Garant

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, octobre 2018

Sommaire

À travers le monde, 75 % des récifs coralliens mondiaux sont jugés à risque (Burke *et al.*, 2011) par la combinaison de la menace globale de réchauffement climatique et des menaces locales telles que la surpêche ou la pêche destructive, le développement des côtes, la pollution côtière et marine, les dommages causés par les bateaux. Face à ce constat alarmant, les gouvernements et gestionnaires développent des mesures de suivi, de conservation et de médiation. Des programmes de restauration des récifs ont donc vu le jour, dont notamment le jardinage corallien.

Le jardinage corallien a pris de l'ampleur dans les Caraïbes avec plus de 150 projets en 2016. Toutefois, peu d'outils équipent encore les praticiens. Cet essai a donc pour objectif d'identifier les paramètres clés physiques, biologiques, sociaux et économiques à considérer ; afin de faire des recommandations visant les meilleures pratiques, pour un succès optimal du projet. Par ailleurs, peu de publications sur les succès et aléas du jardinage corallien sont disponibles pour les nouveaux praticiens. Cet essai cherche donc également à dresser un bilan des expériences du jardinage corallien dans les Caraïbes.

Ce présent essai a permis de dégager les conditions optimales pour maximiser le jardinage de coraux issus des reproductions asexuée et sexuée. Ainsi, lors d'un jardinage par reproduction asexuée in-situ, afin d'optimiser la phase de collecte, on veillera à conserver une bonne diversité génétique, sectionner un fragment de taille optimale et prélever < 10 % d'une colonie-mère vigoureuse. Puis, en saison sèche, on repiquera en densité optimale, les plants multi-espèces sur les meilleurs sites de pépinière et de transplantation. Ceux-ci seront caractérisés par un flux d'eau intermédiaire, une faible sédimentation, éloignés des apports de nutriments, une profondeur similaire à celle de la colonie-mère et > 2 m à marée basse, supportant une forte abondance d'herbivores, de poissons piscivores et de prédateurs de corallivores, éloignés des zones montrant une forte abondance des prédateurs et compétiteurs, mais connectés aux autres populations coralliennes des récifs alentours.

Lors d'un jardinage par reproduction sexuée, on multipliera les chances de succès de la collecte en anticipant les signes environnementaux précurseurs de ponte ; en collectant, en temps opportun selon leur durée de vie, des gamètes de colonie-mères issues de sites et habitats variés pour assurer une bonne diversité génétique, éloignées des populations humaines mais à proximité d'autres

congénères. La pépinière ex-situ maintiendra une luminosité et une température constante ; une mortalité minimale et une fertilisation accrue grâce à une bonne qualité d'eau et une densité optimale ; une bonne diversité génétique et la présence d'indices environnementaux nécessaires à la métamorphose des larves.

Cet essai dresse également un bilan des expériences passées afin d'orienter les gestionnaires vers les techniques les plus fructueuses et de pointer les écueils à éviter. Néanmoins, le jardinage corallien ne peut pas rétablir complètement une espèce ou un écosystème appauvri, particulièrement lorsque l'environnement et les défis climatiques demeurent. De plus, pour être pertinent, il doit être conjugué aux autres outils de gestion locale telle que la gestion côtière, les pratiques de pêche durables et les aires marines protégées, pour favoriser la résilience des récifs.

Remerciements

En tout premier lieu, je tiens à remercier Dr. Dany Garant pour avoir accepté de superviser la rédaction de cet essai. Ses précieux conseils, ses commentaires justes et de qualité, ainsi que sa patience ont permis de bonifier celui-ci.

Je remercie particulièrement Caroline Cloutier, coordinatrice du programme, pour ses commentaires constructifs lors de la définition du sujet d'essai, mais surtout pour son optimisme et ses encouragements lors de ces longs mois. Son support durant ces 2 années de maîtrise a été d'une aide inestimable.

Mais avant tout, je tiens à remercier ma famille : mon mari pour son soutien moral, financier et organisationnel, et ses heures passées à la révision du formatage de l'essai et de sa traduction anglaise ; mes enfants pour leur patience et leur capacité incomparable à me changer les idées au bon moment.

Et enfin un grand merci à tous ceux, de près ou de loin, qui ont porté un intérêt à cet essai et m'ont motivé par leurs commentaires et leurs encouragements.

Table des matières

INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 - QUAND LE JARDINAGE CORALLIEN S'AVÈRE-T-IL NÉCESSAIRE?	4
1.1 Les pressions exercées sur les récifs coralliens.....	4
1.2 État des récifs coralliens caribéens.....	5
1.3 La structure tridimensionnelle : caractéristique essentielle d'un récif résilient	7
1.4 Quand les outils traditionnels de restauration du récif ne suffiront pas à restaurer le récif.....	9
1.4.1 Les Caraïbes : théâtre d'une forte perte de la structure 3D.....	9
1.4.2 Des aires marines protégées défaillantes : isolement et effet d'Allee.....	9
1.5 La restauration de la structure tridimensionnelle par les espèces coralliennes fondatrices	11
CHAPITRE 2 - LA PHASE DE COLLECTE : PARAMÈTRES CLÉS ET RECOMMANDATIONS	12
2.1 Stades de vie, modes de reproduction chez les scléractiniens.....	12
2.2 Paramètres clés à considérer lors de la collecte des coraux	15
2.2.1 Méthode asexuée.....	15
2.2.2 Méthode sexuée.....	17
2.3 Recommandations pour une meilleure pratique de la collecte.....	20
CHAPITRE 3 - LA CROISSANCE EN PÉPINIÈRE ET LA TRANSPLANTATION : PARAMÈTRES CLÉS ET RECOMMANDATIONS.....	22
3.1 Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres physiques	22
3.1.1 La qualité de l'eau.....	22
3.1.2 La température	24
3.1.3 La luminosité.....	24

3.2	Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres biologiques	24
3.2.1	Taux d'herbivorie	24
3.2.2	Prédation et maladies	26
3.2.3	Compétition intra- et interspécifiques et densité optimale.....	27
3.2.4	Dispersion, distances maximales entre colonies et entre populations.....	29
3.3	Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres sociaux.....	30
3.3.1	Une gestion optimale de la population locale	30
3.3.2	Une gestion optimale du tourisme de masse	31
3.3.3	Bureaucratie limitante	31
3.4	Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres économiques.....	31
3.5	Pépinière ex-situ	32
3.5.1	La fertilisation ex-situ des gamètes des coraux émetteurs	33
3.5.2	L'élevage des larves.....	34
3.5.3	L'aptitude à s'établir sous forme benthique (settlement phase).....	35
3.5.4	La phase de transplantation.....	36
3.5.5	Pépinières ex-situ : paramètres sociaux	37
3.5.6	Pépinières ex-situ : paramètres économiques	37
3.6	Recommandations pour une meilleure pratique de l'élevage en pépinière et de la transplantation	37
CHAPITRE 4 - BILAN DU JARDINAGE CORALLIEN, RECHERCHES ACTUELLES ET PERSPECTIVES		45
4.1	Bilan du jardinage corallien	45
4.1.1	Bilan de la phase de croissance en pépinière in-situ : développement de différentes pépinières	45
4.1.2	Bilan de la phase de croissance en pépinière in-situ : comparaison des différentes pépinières développées	47

4.1.3	Bilan de la phase de croissance en pépinière in-situ : résultats de la croissance	48
4.1.4	Bilan de la phase de croissance en pépinière ex-situ : résultats de la reproduction sexuée	48
4.1.5	Bilan de la phase de transplantation : comparaison entre les différentes méthodes d'attachement des transplants	49
4.1.6	Bilan de la phase de transplantation : résultats de la survie et de la croissance des transplants	50
4.1.7	Les bénéfices du jardinage corallien	51
4.1.8	Les obstacles au jardinage corallien : identification des inquiétudes.....	52
4.1.9	Les obstacles au jardinage corallien : palier aux obstacles	53
4.2	Recherches actuelles et futures.....	53
4.2.1	Les inquiétudes soulevées	54
4.2.2	Recherches actuelles	54
4.2.3	Recherches à développer.....	55
CONCLUSION		60
LISTE DES RÉFÉRENCES.....		62
ANNEXE 1 - IMPACTS DE LA TURBIDITÉ ET DE LA SÉDIMENTATION SUR LES CORAUX		78
ANNEXE 2 - COMPARAISON DES BÉNÉFICES QU'OFFRENT LES DIFFÉRENTS TYPES DE PÉPINIÈRES		81
ANNEXE 3 - RÉSULTATS DES DIFFÉRENTS PROJETS CARIBÉENS DE JARDINAGE CORALLIENS.....		83

Liste des figures

Figure 0.1 Les six principales régions du monde présentant des récifs coralliens.....	2
Figure 1.1 Changement temporel de la couverture corallienne.....	7
Figure 2.1 Caractéristiques des trois stades de la phase benthique des coraux.	13
Figure 2.2 Stade de vie des coraux. Les adultes sont fixés au substrat.	13
Figure 2.3 Reproduction sexuée des coraux « couveurs » (brooder) vs. « émetteurs » (broadcast spawner).....	15
Figure 2.4 La collecte des gamètes lors de la reproduction sexuée à Curaçao.....	19
Figure 3.1 Le récif corallien : siège de rétroactions positives et négatives dans le maintien des coraux.....	25
Figure 3.2 Prédation sur les coraux hermatypiques.....	27
Figure 3.3 Compétition intergénérique.....	28
Figure 3.4 Établissement des larves sur les substrats artificiels.	36
Figure 4.1 Divers types de structures artificielles sont utilisées dans les pépinières in-situ.....	46
Figure 4.2 Les pépinières flottantes sont installées en mer dans un site protégé et exhibent de nombreux bénéfices.....	46
Figure 4.3 Différentes méthodes permettent d'attacher les transplants sur le substrat du récif.....	50

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Les recommandations faites assurent un meilleur succès de la collecte des fragments de coraux.....	20
Tableau 2.2 Les recommandations faites assurent un meilleur succès de la collecte des gamètes de coraux.....	21
Tableau 3.1 Les recommandations d'ordre physique, biologique et pratique assurent un meilleur succès de l'élevage en pépinière in-situ et de la transplantation des coraux.....	38
Tableau 3.2 Les recommandations d'ordre social et économique assurent un meilleur succès des pépinières in-situ et de la transplantation des coraux.....	40
Tableau 3.3 Les recommandations d'ordre physique, biologique et pratique assurent un meilleur succès de l'élevage des coraux en pépinière ex-situ.....	42
Tableau 3.4 Les recommandations d'ordre social et économique assurent un meilleur succès des pépinières ex-situ	44
Tableau 4.1 Lacunes dans les connaissances relatives aux processus écologiques.....	57

Introduction

Les récifs coralliens font partie des écosystèmes planétaires les plus riches en termes de biodiversité (Hoegh-Guldberg, 1999), car bien qu'ils ne représentent que 0,1 % des océans, ils abritent plus de 25 % des macro-organismes marins (Burke *et al.*, 2011). À travers le monde, plus de 500 millions de personnes sont dépendantes des nombreux services écosystémiques que procurent les récifs coralliens. Ceux-ci comprennent la sécurité alimentaire assurée par l'abondance de poissons, la protection des côtes contre les ouragans grâce à la dissipation de l'énergie des vagues ou encore l'usage des composés chimiques produits par les organismes récifaux, comme source potentielle de médicaments (Paulay, 1997 ; Moberg & Folke, 1999 ; Mumby *et al.*, 2008 ; Cesar *et al.*, 2003 ; Sheppard *et al.*, 2005 ; Rocha *et al.*, 2011). Ces bénéfices sont intimement liés à la capacité de certains coraux, les coraux hermatypiques, à précipiter de grandes quantités de carbonate de calcium pour construire des récifs tridimensionnels complexes dans lesquels une multitude d'organismes marins foisonnent (Done *et al.*, 1996).

Cependant, depuis une trentaine d'années, on assiste donc à une véritable crise mondiale des récifs coralliens. En 2008, le Global Coral Reef Monitoring Network estimait que 19 % de la surface originelle des récifs coralliens avaient disparu, 15 % risquaient une disparition pendant les 10-20 prochaines années et 20 % risquaient une disparition au cours des 20-40 prochaines années (Wilkinson, 2008). L'institut des ressources mondiales (WRI) considère que 61 % des récifs mondiaux subissent des menaces immédiates et directes d'au moins une source locale ; menaces identifiées comme fortes ou très fortes pour 27 % des récifs (Burke *et al.*, 2011). Notamment, la surpêche ou la pêche destructive menace directement 55 % des récifs mondiaux ; le développement des côtes 25 % ; la pollution côtière 25 % ; la pollution marine et les dommages causés par les bateaux 10 %. Des six régions mondiales (figure 0.1), l'Asie du Sud-Est subit les plus fortes pressions locales (principalement la surpêche et la pêche destructive) ; 95 % de ses récifs étant menacés, 50 % subissant de fortes ou très fortes menaces. Les récifs des régions Atlantique-Caraïbes, océan Indien, Moyen-Orient, Pacifique sont menacés respectivement à 75 %, 65 %, 65 % et 50 % ; les menaces étant jugées fortes ou très fortes pour 30 %, 35 %, 20 % et 20 % respectivement. L'Australie jouit de la plus faible menace locale, avec 14 % des récifs menacés dont 1 % fortement ou très fortement menacés. Cependant, si on combine la menace globale d'augmentation des températures aux menaces locales, c'est 75 % des récifs coralliens mondiaux qui sont jugés à risque (Burke *et al.*, 2011).

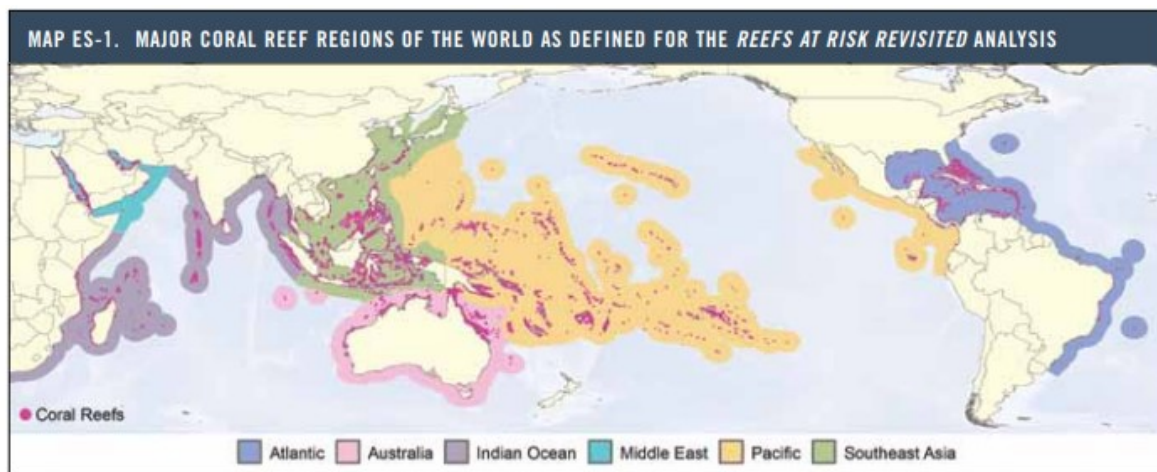


Figure 0.1 Les six principales régions du monde présentant des récifs coralliens. Ces six régions principales ont été définies pour l'analyse des récifs à risque de Burke *et al.*, 2011.

Source : Burke *et al.*, 2011.

Face à ce constat alarmant, à travers le monde, les gouvernements et gestionnaires tentent de développer des mesures de suivi, de conservation et de médiation. Fin 2015, dans le but de contenir le réchauffement climatique, 168 pays se sont engagés à réduire leurs émissions de gaz à effet de serre, signant les accords de Paris. En ligne avec les Objectifs d'Aichi visant la protection de 10 % des océans d'ici 2020, la superficie mondiale des aires marines protégées est passée à 5 % en 2016 (CDB, 2010 ; UN, 2016) ; n'incluant cependant que 27 % des récifs mondiaux (Burke *et al.*, 2011). De même, des programmes de restauration des récifs endommagés ou détruits ont vu le jour. Afin d'accélérer le rétablissement des récifs, le jardinage corallien a débuté il y a une quinzaine d'années. (Rinkevich, 1995 ; Lirman 2000b ; Petersen *et al.*, 2005). Néanmoins, ces expériences sont encore récentes. Un consensus existe sur les conditions sociales, économiques et physiques justifiant la mise en œuvre du jardinage corallien. (On pourra consulter la page 13 du manuel de réhabilitation du récif d'Edwards *et al.*, 2010). Mais à l'heure actuelle aucun guide ne permet précisément d'outiller les gestionnaires-praticiens sur les éléments biologiques et physiques clés à considérer pour optimiser les chances de succès de cette restauration active. De même, on note une lacune flagrante de publications des résultats à moyen terme de ces expériences de jardinage corallien ; freinant les transferts de connaissance.

Cet essai a pour objectif général de combler une partie de ces limitations. On circonscrira ici l'étude à la région caribéenne, dont les récifs sont particulièrement dégradés. Après avoir dressé un portrait

succinct de l'état des récifs dans les Caraïbes, le premier chapitre permettra de revenir sur les conditions où le jardinage corallien s'avère nécessaire. Le deuxième chapitre soulignera les paramètres physiques, biologiques, et dans une moindre mesure, sociaux et économiques, essentiels à prendre en compte pour la réussite du jardinage corallien. Le troisième chapitre dressera un bilan des résultats obtenus, des problèmes identifiés les plus récurrents et des solutions apportées et en développement. Le quatrième chapitre identifiera les limites auxquelles font face les gestionnaires ; pour enfin conclure sur la nécessité d'une gestion côtière intégrée, sans laquelle le jardinage corallien perdrait tout son sens.

Chapitre 1

Quand le jardinage corallien s'avère-t-il nécessaire?

1.1 Les pressions exercées sur les récifs coralliens

Quatre phénomènes exercent de fortes pressions sur les écosystèmes récifaux coralliens : le blanchissement du corail, la diminution du taux d'herbivorie, la pollution/sédimentation/ apport de nutriments, et la perte de la structure tri-dimensionnelle.

Le blanchissement du corail. Ce problème majeur est induit par l'augmentation de la température des océans liée aux changements climatiques. Il résulte de l'éjection du symbionte, *Symbiodinium spp*, dinoflagellé procurant plus de 95 % des besoins métaboliques du corail hôte (Hoegh-Guldberg, 1999). À la suite d'un stress thermal léger, le corail est capable de réintégrer ce symbionte, mais subit néanmoins une réduction de croissance, de calcification et de fécondité (Hoegh-Guldberg, 1999) et est davantage susceptible aux maladies (Bruno *et al.*, 2009). Si le stress thermal est sévère et de longue durée, il provoque une forte mortalité des coraux (Donner *et al.*, 2005). En 1998, 2010 et 2015/16, trois événements pantropicaux de blanchissement de masse se sont produits (Heron *et al.*, 2016), avec pour résultat une forte mortalité des coraux (Eakin *et al.*, 2016). En 2016, l'effet *El Niño* le plus fort jamais enregistré, a engendré le plus long et le plus destructeur événement de blanchissement au niveau mondial. Plus de 95 % de la Grande Barrière de corail a été touchée et 80 % des coraux blanchis ont été ultérieurement déclarés morts (NOAA, 2017).

La diminution du taux d'herbivorie. Essentielles au maintien des récifs coralliens, les espèces herbivores, brouteuses d'algues épilithiques et macroalgues, assurent le recrutement des coraux et le maintien de la couverture corallienne, en réduisant la compétition algue-corail (Mumby & Steneck, 2008). Cependant, dans de nombreuses parties du monde la surpêche a considérablement diminué la pression d'herbivorie. Nombreux récifs ont alors subi un changement de phase, passant d'une dominance de coraux à une dominance de macroalgues. (Bellwood *et al.*, 2004).

La pollution, la sédimentation et un apport de nutriments, effets anthropiques d'un développement mal contrôlé des côtes, entraînent une diminution de la qualité de l'eau et une augmentation de la biomasse des algues (Bellwood *et al.*, 2004). Ces stress chroniques fragilisent les coraux, les rendant vulnérables aux infections de pathogènes (Lesser *et al.*, 2007; voir 3.2.2).

La perte de la structure tri-dimensionnelle: caractéristique essentielle au maintien des fonctions écosystémiques du récif, elle offre de nombreuses surfaces permettant le développement de multiples niches écologiques (Holbrook & Schmitt, 2002), de refuges contre les prédateurs (Steele, 1999), de zones de plus faible turbulence (Johansen *et al.*, 2008). Plusieurs phénomènes à échelle globale et locale ont entraîné une perte de la structure tridimensionnelle : la dissolution du carbonate de calcium via l'acidification des océans (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007) ; le bris du squelette corallien via les ouragans, les échouages ou l'encrage des bateaux, le piétinement des coraux par les plongeurs ou la pêche destructive (Rogers *et al.*, 1982) ; la disparition des espèces coralliennes responsables de la structure tridimensionnelle via les maladies ou la compétition avec les algues (Aronson & Precht, 2006).

Ces quatre phénomènes ont agi en synergie dans de nombreuses régions du monde, modifiant l'assemblage des communautés récifales. À travers le monde, de nombreux écosystèmes récifaux ont évolué de communautés dominées par les coraux à des communautés dominées par les macroalgues (Bruno *et al.*, 2009). Cette biomasse algale a inhibé le recrutement des coraux, et compromis le rétablissement du récif (Connell, 1997, cité dans Steneck, 2013). Les récifs caribéens ont été particulièrement affectés. La modification de leur état est discutée dans la section suivante.

1.2 État des récifs coralliens caribéens

Depuis une quarantaine d'années, une cascade d'événements a provoqué la dégradation des récifs caribéens. Dans un premier temps, la forte densité de population humaine, l'absence d'une gestion raisonnée des pêches ou son manque d'application ont entraîné le déclin des poissons herbivores tels que les perroquets et chirurgiens, dès les années 1970. Espèce clé de voûte, l'oursin *Diadema antillarum* est pour un temps devenu l'herbivore dominant dans les Caraïbes, contrôlant la prolifération des macroalgues et des algues épibenthiques des récifs peu profonds, au profit des coraux (Sammarco, 1982). Puis la famille des acroporidés, espèces responsables de la complexité structurelle, affectée par la maladie de la bande blanche, a subi une perte massive dès la deuxième moitié des années 1970 jusqu'au début des années 1980 (Pandolfi, 2006) ; possiblement causées par l'énorme augmentation de décharge d'eaux de ballast par les vraquiers dans les années 1960, augmentant les pathogènes (Jackson *et al.*, 2014). Cet événement, suivi d'épisodes de blanchissement a entraîné une mortalité massive des autres coraux constructeurs de récif tels que les *Orbicella sp* de la famille des *Merulinidae*. (Bruckner *et al.*, 2006). L'aplanissement subséquent des récifs caribéens a induit une perte de biodiversité, une forte diminution des densités de poissons

(Rogers *et al.*, 2014) et a créé un terrain propice au développement des algues (Veron *et al.*, 2009). Dans un troisième temps, en 1983, une maladie épizootique a pratiquement éradiqué l'oursin *Diadema antillarum* dans les Caraïbes (Lessios, 2015). Cette mortalité de masse du principal herbivore a précipité le changement de phase d'une dominance corallienne à une dominance macroalgale (Bellwood *et al.*, 2004). Ainsi, la plupart des quatre-vingt-huit récifs coralliens caribéens analysés ont subi d'importants changements entre 1970 et 2012 (Jackson *et al.*, 2014). La couverture corallienne moyenne a chuté de 34,8 % entre 1970 et 1983, à 19.1 % entre 1984 et 1998, pour atteindre 16.3 % entre 1999-2011 (Figure 0.1). À l'opposé, la couverture de macroalgues a augmenté de 7 % à 23.6 % entre 1984 et 1998.

Les récifs coralliens caribéens se sont alors installés dans un état alternatif stable, de dominance d'algues, compromettant la résilience des récifs et leurs fonctions écosystémiques (Knowlton, 1992 ; Scheffer *et al.*, 2001, cité dans Steneck, 2013). Cette tendance a persisté depuis 25 ans dans toute la région, exacerbée par l'intensification de la surpêche, la pollution côtière, l'explosion du tourisme, et les événements de réchauffement extrêmes. Combinés, ces facteurs ont été particulièrement destructeurs pour les coraux dans la partie Nord-Est des Caraïbes et les keys de Floride, où des événements de blanchissement extrême, suivi d'une prolifération de maladies coralliennes, a causé les déclin les plus graves (Jackson *et al.*, 2014), (figure 1.1).

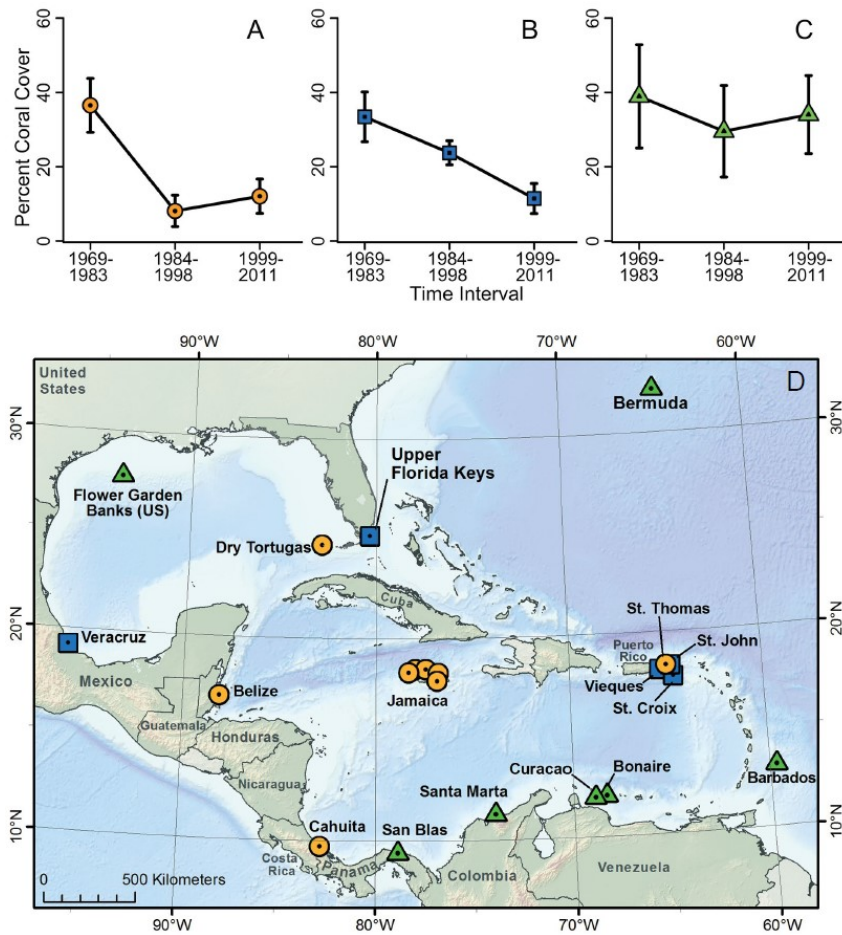


Figure 1.1 Changement temporel de la couverture corallienne. Sur les 21 sites cartographiés regroupés en fonction de la quantité totale de changement sur les trois intervalles de temps et du rythme de changement. Trajectoires temporelles du pourcentage de la couverture corallienne avec A) un déclin abrupt, suivi de peu ou d’aucun changement. B) Déclin plus ou moins en continu au cours des trois intervalles. C) Relative stabilité, avec des changements nets de couverture corallienne beaucoup plus limités.

Source : Jackson *et al.*, 2014.

1.3 La structure tridimensionnelle : caractéristique essentielle d’un récif résilient

La structure tridimensionnelle est une caractéristique essentielle à la résilience des récifs coralliens et au maintien de leurs services écosystémiques (Pandolfi *et al.*, 2011). Une forte complexité structurelle est le siège d’un taux d’herbivorie plus élevé car elle supporte une présence accrue de *Scaridae* (poissons perroquets), herbivores jouant un rôle critique dans le contrôle des algues épibenthiques et macroalgues, (Burkepile & Hay, 2008 ; Graham & Nash, 2013). Limitant la

compétition corail-algue, elle favorise le recrutement des planulas (larves coralliennes) et l'augmentation de la couverture corallienne. Ainsi, une rétroaction écologique positive semble lier la complexité structurelle à la couverture corallienne (Mumby & Steneck, 2008). En effet, dans le Pacifique Est, suite à une forte mortalité corallienne, le taux de rétablissement des coraux a été plus rapide et plus élevé aux sites où la complexité structurelle avait été conservée (Guzman & Cortes, 2007). Par ailleurs, elle assure une densité et une biomasse élevées de poissons coralliens (Graham & Nash, 2013) par la création de niches, et atténue l'érosion des côtes (Shepard *et al.*, 2005).

Or les récifs caribéens sont caractérisés par une faible diversité d'espèces de coraux, présentes en forte abondance (Johnson *et al.*, 2008). Cette région présente également une faible redondance fonctionnelle des espèces abondantes (un groupe fonctionnel regroupe les espèces qui remplissent le même rôle dans le fonctionnement de l'écosystème. Or les espèces d'un même groupe fonctionnel réagissent différemment aux fluctuations environnementales. Ainsi, la disparition de l'espèce dominante peut être palliée par les autres espèces, et la fonction préservée. (Yachi & Loreau, 1999) : alors que la Grande Barrière de Corail compte 120 espèces de coraux massifs, on en compte moins de 25 dans les Caraïbes (Bellwood *et al.*, 2004). Ainsi, la complexité structurelle des récifs caribéens repose davantage sur la présence d'espèces spécifiques dominantes que sur la combinaison de multiples espèces présentes. En effet, la complexité structurelle du récif augmente exponentiellement en présence d'espèces fondatrices telles que les espèces massives *Montastraea* ou les espèces des larges colonies branchues *Acropora sp.* À l'inverse, les petites colonies de coraux branchus, telles que *Porites porites*, ou les coraux en feuillets *Agaricia sp.*, sont des espèces plus résistantes au stress, se régénérant rapidement car peu longévives, mais qui assurent une complexité structurelle moindre (Alvarez-Filip *et al.*, 2011 ; Green *et al.*, 2008). Des assemblages dominés par les coraux constructeurs de la famille de *Montastraea* et *Acroporidae* favorisent donc des récifs fonctionnellement importants, assurant une plus forte biomasse de poissons (Cinner *et al.*, 2009) et une protection des côtes. Les patrons de composition dans l'assemblage des coraux semblent donc être le facteur le plus important dans le maintien des fonctions d'un récif (Alvarez-Filip *et al.*, 2013).

1.4 Quand les outils traditionnels de restauration du récif ne suffiront pas à restaurer le récif

1.4.1 Les Caraïbes : théâtre d'une forte perte de la structure 3D

Reflet de la structure tridimensionnelle, l'indice de rugosité moyen (rapport entre la longueur parcourue par une chaîne épousant les reliefs du récif et la longueur plane de cette même chaîne), a chuté dans les Caraïbes de 2.5 à 1.5 entre 1969 et 1985, s'est maintenu jusqu'à la fin des années 1990, pour chuter de nouveau dès 2005 et atteindre l'indice le plus bas de 1.2 (Alvarez-Filip *et al.*, 2009).

Bien que la perte de la structure tridimensionnelle puisse résulter de plusieurs phénomènes (voir 1.1), dans les Caraïbes, celle-ci est attribuée principalement à la disparition des espèces coralliennes responsables de la structure tridimensionnelle. En effet, historiquement, les espèces *Montastraea sp.*, *Acropora palmata* et *Acropora cervicornis* dominaient parmi les coraux constructeurs des récifs caribéens. Dans les années 1970, les populations d'*A. cervicornis* et *A. palmata* se sont effondrées suite à la maladie de la bande blanche (Precht *et al.*, 2002). Depuis, seules les espèces *Montastraea* persistent et jouent un rôle critique dans la construction du récif et l'écologie des communautés (Harborne, 2009). Et en tant que larges colonies branchues, le rôle structural unique d'*A. palmata* et *A. cervicornis* n'a probablement pas été suppléé par d'autres espèces, depuis la maladie de la bande blanche (Aronson & Precht, 2006). Ainsi, de nombreux récifs caribéens ont subi un changement de communautés coralliennes vers une dominance des espèces opportunistes telles que *Porites* et *Agaricia*, ces espèces ayant tendance à être plus résilientes aux perturbations à long terme (Steneck *et al.*, 2009).

Compte tenu du caractère essentiel de la complexité structurale dans la résilience des récifs (voir 1.3), il s'avère donc nécessaire de contrer la perte de complexité structurale dans les Caraïbes, afin de maintenir l'intégrité des récifs coralliens et leurs services écosystémiques. La restauration des espèces coralliennes clés de voûte apparaît donc essentielle.

1.4.2 Des aires marines protégées défailantes : isolement et effet d'Allee

À travers le monde, bien que 27 % des récifs coralliens sont officiellement inclus dans des aires marines protégées (16 % hors Australie), seuls 6 % jouissent d'une protection effective. En région Atlantique-Caraïbes environ 30 % des récifs sont officiellement protégés, répartis sur 617 aires marines protégées. Présentement, seule la moitié de ces récifs a été évaluée pour des raisons

logistiques et financières, certains récifs étant isolés et difficiles d'accès : pour 40 % de ceux-ci, la protection est considérée inefficace ; et pour seulement 6 % la protection est jugée pleinement efficace. Ces chiffres alarmants reflètent les pressions intenses de surpêche d'une région densément peuplée (43 millions vivent dans les premiers 30km de la côte) ; et la complexité politique (nombreuses petites île-nations) augmente les coûts de gestion et freine une action régionale (Burke *et al.*, 2011).

Ainsi, très peu d'aires marines protégées remplissent leur rôle de conservation des populations d'organismes marins. Outre l'inefficacité de la protection de ces aires, leur petite taille et le manque de connectivité entre elles limitent les apports et exports des larves et adultes de nombreux organismes marins (Burke *et al.*, 2011). Cette connectivité restreinte compromet la durabilité des populations dans la réserve ; et par conséquent, elle compromet également l'effet de source d'ensemencement vers les habitats adjacents (Gaines *et al.*, 2010).

Depuis les années 1970, des maladies sans précédent ont touché les espèces clés dans le maintien du récif corallien : à l'échelle régionale, les populations d'*A. cervicornis* et *A. palmata* ont été éradiquées à 95 % et les oursins *Diadema antillarum* à 93 % (Precht *et al.*, 2002 ; Lessios, 2015). Le rôle défectueux des aires marines protégées n'a pas pu contrer cette mortalité de masse. Les rares populations épargnées se sont retrouvées isolées, entraînant une faible probabilité que les individus soient fécondés. Peu de zygotes étant produits, on a observé un effet d'Allee sur les juvéniles (l'effet d'Allee est caractérisé par une corrélation positive entre la densité d'une population et son taux de croissance, lorsque la population comporte peu d'individus : le taux de croissance de la population diminue quand la taille de celle-ci diminue et augmente quand la taille de celle-ci augmente) (Levitan, 1991 ; Courchamp *et al.*, 1999, cité dans Lessios, 2015).

De nombreuses espèces marines ont un stade larvaire pélagique, et ces larves parcourent de grandes distances. Cette capacité de dispersion sur de grandes distances assure une bonne connectivité contribuant à la persistance des populations ; puisque les influx d'individus d'écosystèmes éloignés en bonne santé compensent la mortalité due à une perturbation locale (Gonzales *et al.*, 1998). Les populations interconnectées par des dispersions régulières et un brassage génétique peuvent se comporter comme de larges populations et contourner les effets négatifs de la dérive génétique des petites populations. Malheureusement, la dispersion des larves d'*A. cervicornis* sur de longues et

moyennes distances (> 500 km) est limitée ; voir dans certains lieux, localement limitée (Vollmer & Palumbi, 2007).

Ainsi pour assurer le rétablissement de cette espèce menacée, une population source locale et des efforts de conservation sur une échelle spatiale beaucoup plus fine sont nécessaires.

1.5 La restauration de la structure tridimensionnelle par les espèces coralliennes fondatrices

Deux méthodes de restauration de la structure tridimensionnelle par les espèces coralliennes fondatrices peuvent être envisagées : la restauration passive qui consiste à inhiber les pressions anthropiques locales et laisser l'écosystème se régénérer de lui-même (Rinkevich, 2014), via l'implantation d'Aires Marines Protégées (RR, 2016) ; et la restauration active qui consiste en actions humaines directes de manipulation physique du substrat et du biote récifal (RR, 2016), via la formation de récifs artificiels, la culture et la transplantation de coraux et la colonisation assistée.

Ainsi, *Orbicella annularis* et *O. faveolata* ont été inscrites à la liste rouge des espèces menacées de l'UICN dans la catégorie « en danger », *A. cervicornis* et *A. palmata* dans la catégorie « en danger critique » (UICN, 2016) ; et une redéfinition des aires marines protégées est en cours afin d'augmenter la taille et la connectivité de celles-ci.

Cependant considérant la perte de la structure tridimensionnelle et l'effet d'Allee qui pèse sur les populations des coraux responsables de cette structure 3D (voir 1.4), de nombreux auteurs considèrent que la restauration passive ne suffira pas (Lirman *et al.*, 2016 ; Vermeij *et al.*, 2006 ; Edwards *et al.*, 2010). La restauration active s'avère nécessaire et pourrait aider au rétablissement structurel physique et biologique d'un récif dégradé (Cristofoli & Mahy, 2010 ; Edwards *et al.*, 2010). Néanmoins, il s'avère important de focaliser la restauration corallienne sur le maintien des populations de *Montastraea* et de promouvoir le rétablissement des Acroporidés ; plus que de viser une restauration de l'abondance totale de tous les coraux scléractiniens (Alvarez-Filip *et al.*, 2013). Par ailleurs, cette restauration doit s'effectuer de concert avec la restriction d'usage des outils de pêches dommageables au récif, tels que les filets de drague, un meilleur encadrement des touristes plongeurs afin de réduire l'érosion et la remise en suspension de particules sédimentaires.

Le chapitre suivant exposera les paramètres essentiels à considérer pour optimiser la phase de collecte du jardinage corallien.

Chapitre 2

La phase de collecte : paramètres clés et recommandations

Les méthodes de transplantations directes sur le récif montrent un succès limité, infligent des dommages aux colonies donneuses et un stress aux transplants (Lirman *et al.*, 2010 ; Forester *et al.*, 2012). Afin de limiter ces effets et la collecte de grandes colonies, un protocole en 3 phases a été développé pour le jardinage corallien par Rinkevich en 2006: la première phase consiste à collecter un nombre limité de fragments de populations sauvages ; la deuxième phase à faire croître ces fragments en pépinière, où les conditions de croissance sont optimales ; et enfin, la troisième phase consiste à réimplanter les coraux élevés en pépinière sur le substrat des récifs dénudés (Rinkevich, 2006 ; Shafir & Rinkevich, 2008). Parallèlement à la récolte de fragments, la collecte de gamètes et planulas s'est développée depuis les années 2000, pour augmenter les stocks de coraux en pépinières (Omori, 2005 ; Petersen *et al.*, 2005). Dans ce deuxième chapitre, après un rappel sur le stade de vie et les modes de reproduction des scléractiniens, je soulignerai les éléments fondamentaux essentiels à considérer pour optimiser la phase de collecte des coraux, dégagerai les meilleures pratiques préconisées à l'heure actuelle.

2.1 Stades de vie, modes de reproduction chez les scléractiniens

Mise à part les coraux se reproduisant par fragmentation ou bourgeonnement, tous les coraux débutent leur cycle de vie par une phase larvaire pélagique, la planula. Bien que cette phase pélagique soit encore peu connue car difficile à étudier, on observe une grande variation inter- et intraspécifique de la durée du stade larvaire selon les conditions environnementales, variant de quelques heures à plusieurs mois (Harrison & Wallace, 1990). La planula va nager jusqu'à ce qu'elle trouve un endroit adéquat pour se fixer, passage de la vie pélagique à benthique. Le cycle benthique se divise alors en 3 stades : les recrues, les juvéniles et les adultes. Chaque stade possède des caractéristiques physiologiques, des taux croissance et de mortalité différents (figure 2.1). La figure 2.2 illustre le passage des coraux à la phase benthique ou pélagique, en fonction des différents modes de reproduction.

	Stade RECRUE		Stade JUVENILE	Stade ADULTE
âge	jours	mois	années	décennies
taille (diamètre max)	millimétrique		centimétrique	> 5 cm
type d'organisme	solitaire ou colonial nb de polypes faible (<5)		colonial nb de polypes important (>10)	colonial nb de polypes très important (>100)
allocation majoritaire de l'énergie	croissance			reproduction sexuée
mortalité totale	très forte		forte	faible
mortalité partielle	faible			forte
méthode d'observation	substrat artificiel		observation in situ possible	

Figure 2.1 Caractéristiques des trois stades de la phase benthique des coraux. Les recrues, trop petites pour être visibles à l'œil nu, s'établissent sur un substrat artificiel puis observées sous microscope en laboratoire.

Source : Penin, 2012.

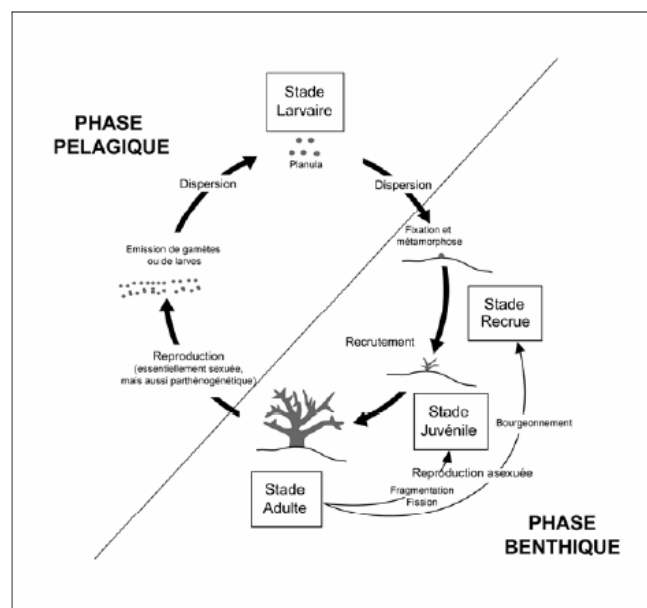


Figure 2.2 Stade de vie des coraux. Les adultes sont fixés au substrat. La reproduction sexuée conduit à l'émission de larves ou de gamètes. Les larves planulas connaissent alors une phase pélagique puis se fixent au substrat et se métamorphosent, démarrant ainsi leur phase benthique. Après la fixation et la métamorphose, on parle de recrues. Au bout d'un an environ, les colonies atteignent une taille centimétrique et sont appelées juvéniles. Après 3 à 4 ans les colonies sont généralement capables de reproduction sexuée et considérées comme adultes. Les coraux se reproduisent également par voie asexuée.

Source : Penin, 2012.

Arrivés à l'âge adulte, les coraux se reproduisent selon 2 modes : la reproduction sexuée ou la reproduction asexuée (Connell, 1973). L'importance relative des reproductions sexuée et asexuée peut varier chez une même espèce selon la localisation géographique (Ayre *et al.*, 1997 ; Foster *et al.*, 2007).

La reproduction asexuée s'effectue par fragmentation, bourgeonnement ou émission de larves parthénogénétiques (Harrison & Wallace, 1990).

Dans le cadre de la reproduction sexuée, les coraux adultes sont divisés en 3 catégories : les coraux hermaphrodites (71 % des espèces mondiales étudiées jusqu'à présent ; Harrison, 2011) pour lesquels les 2 types de gamètes (ovocytes et spermatozoïdes) sont produits par un même polype (avec 2 sous-catégories: les hermaphrodites simultanés où la maturation des gamètes est synchronisée et les hermaphrodites séquentiels où la maturation des gamètes est décalée) ; les coraux gonochoriques (19,5 % ; Harrison, 2011) pour lesquels les colonies ne produisent qu'un seul type de gamètes et les coraux mixtes (9,5 % ; Harrison, 2011) qui peuvent être les deux selon les conditions environnementales.

Chaque catégorie peut présenter deux modes de reproduction. D'une part, il y a les coraux « émetteurs » qui relâchent directement leur gamète dans la colonne d'eau. La fécondation et le développement embryonnaire sont alors externes au polype (Harrison & Wallace, 1990). D'autre part, il y a aussi les coraux « couveurs » pour lesquels la fécondation des ovocytes par les gamètes mâles est interne au polype. Le développement embryonnaire et larvaire s'effectue ainsi dans les tissus mésentériques du corail. Ce développement larvaire terminé, les coraux « couveurs » expulsent alors les larves (planulas) dans la colonne d'eau (Richmond, 1988).

De façon générale, le mode de reproduction sexuée (« couveurs » vs. « émetteurs ») est spécifique à chaque espèce ; cependant certaines espèces présentent les deux modes en fonction des localités (Harrison & Wallace, 1990). La figure 2.3 illustre la reproduction sexuée pour les coraux « couveurs » et « émetteurs »).

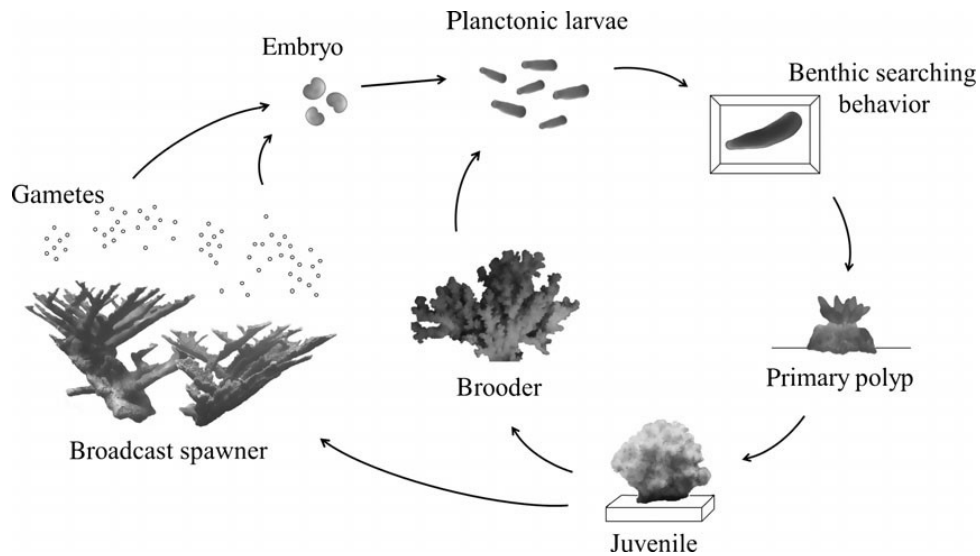


Figure 2.3 Reproduction sexuée des coraux « couveurs » (brooder) vs. « émetteurs » (broadcast spawner). Les adultes des coraux « émetteurs » libèrent les gamètes dans la colonne d'eau. Les adultes des coraux « couveurs » libèrent une planula dans la colonne d'eau.

Source : Leal *et al.*, 2014.

2.2 Paramètres clés à considérer lors de la collecte des coraux

Les paramètres à prendre en compte lors de la collecte des coraux sont différents selon la méthode utilisée. Dans un premier temps, je considérerai la méthode asexuée puis poursuivrai avec la méthode sexuée.

2.2.1 Méthode asexuée

Certaines espèces de coraux, telles qu'*Acroporidae* et *Pocilloporidae*, présentent une stratégie basée sur la fragmentation et l'attachement subséquent, qui détermine leur répartition spatiale (ex : formation de fourrés) et leur distribution (Highsmith, 1982). En effet, contrairement aux coraux massifs (ex : *Montastraea annularis*), ces espèces branchues sont particulièrement susceptibles aux vagues et ouragans. L'énergie des vagues brise les colonies et disperse les fragments ; qui se réattachent et continuent leur croissance (Massel & Done, 1993). Ces espèces présentent ainsi un fort taux de croissance et cicatrisent rapidement. Elles sont donc de bons candidats pour la restauration asexuée, les fragments montrant un fort taux de survie (Lirman *et al.*, 2010).

De plus, depuis la mortalité de masse d'*A. palmata* et *A. cervicornis*, la reproduction sexuée naturelle assure un très faible taux de recrutement (Johnson *et al.*, 2011). Celui-ci s'explique par la faible abondance des colonies survivantes réduisant les chances de fertilisation, la diminution de la qualité de l'eau et la diminution de substrats adéquats, depuis le changement de phase des récifs caribéens vers une dominance d'algues. Ainsi, à l'heure actuelle, l'expansion naturelle des populations locales d'*Acroporidae* repose fortement sur la reproduction asexuée, via la fragmentation (Johnson *et al.*, 2011). Le jardinage corallien de ces espèces par reproduction asexuée prend donc tout son sens.

Trois éléments essentiels sont à considérer lors de la collecte de fragments issus de la reproduction asexuée: la diversité génétique, la taille des fragments et le milieu physique de la colonie mère (Lirman *et al.*, 2010).

La diversité génétique : La reproduction asexuée limite le nombre de colonies génétiquement distinctes, autant à l'échelle locale que régionale, car elle donne naissance à des colonies identiques à la colonie mère (des clones). Or, réduire la diversité génétique, c'est compromettre la reproduction sexuée ; et ultimement le rétablissement naturel de l'espèce (Lirman *et al.*, 2010). En effet, les coraux, comme *Acropora*, présentent des barrières physiologiques inhibant la fertilisation croisée des 2 gamètes d'un même parent. Il faut donc de nombreux parents de génotypes différents dans la zone de frai pour assurer le succès de la fertilisation des gamètes. Ainsi, lors de jardinage corallien par fragmentation, il faut veiller à sélectionner un grand nombre de colonies mères de génotypes différents pour la propagation. Afin d'éviter la consanguinité et la dépression d'exogamie, les fragments doivent provenir de nombreuses populations mères issues de sites suffisamment éloignés les uns des autres, mais pas trop pour ne pas perdre la diversité des écotypes adaptés aux conditions locales (Frankham, 2005). Ainsi, collecter des fragments issus de 7 à 10 colonies mères permet de conserver 50 % de la diversité génétique d'*A. palmata* ; 30 à 35 colonies en conservent 90 % (Shearer *et al.*, 2009).

La taille des fragments : le jardinage corallien par fragmentation repose sur 2 principes: ne pas causer de dommages irréversibles à la colonie-mère et maximiser la productivité corallienne via la croissance végétative (Lirman *et al.*, 2010).

Cependant, la collecte de fragments cause un impact négatif immédiat sur la colonie-mère puisque celle-ci subit les coûts métaboliques associés à la réparation des lésions, la repousse des polypes

axiaux, et la compétition avec les macroalgues s'établissant sur la lésion (Lirman 2000a). Les fragments subissent eux-mêmes des coûts métaboliques de régénération ; ce qui entraîne une réduction de croissance et de reproduction voire une mortalité accrue (Lirman 2000b ; Okubo *et al.*, 2007). Ainsi, pour minimiser ces impacts, la première étape consiste à sélectionner une colonie-mère saine et vigoureuse. La seconde étape consiste à établir la taille optimale du fragment, car celui-ci est un élément crucial dans la survie et la croissance qui succède, tant pour la colonie-mère que pour le fragment (Lirman *et al.*, 2010).

En effet, on doit établir un compromis entre la survie élevée associée aux grands fragments et leur productivité inférieure par rapport aux petits fragments (Forsman *et al.*, 2006). De même, des précautions doivent être prises pour préserver le fitness de la colonie-mère. La collecte de longs fragments peut entraîner une fertilité inférieure voire nulle (c'est le cas pour *A. palmata* ; Lirman, 2000) ; et la récolte de plus de 10 % de la colonie-mère peut réduire sa survie (Epstein *et al.*, 2001). Ainsi, pour *A. cervicornis*, la collecte de branches axiales de 3,5 cm de longueur semble idéale (Lirman *et al.*, 2010).

Le milieu physique : il est important de choisir une colonie mère en santé et de noter les paramètres du milieu dans lequel elle prospère. En effet, les coraux sont capables de s'acclimater à des environnements variés où les paramètres essentiels liés à la profondeur tels que la température, la lumière et la turbulence diffèrent (Mayfield *et al.*, 2012 ; Palumbi *et al.*, 2014 ; Titlyanov *et al.*, 2001 ; Smith *et al.*, 2007). Néanmoins, élever et réimplanter les fragments de coraux à des profondeurs similaires à celle de la colonie-mère réduit le stress de la période d'adaptation (Edwards & Gomez, 2007 ; Johnson *et al.*, 2011).

2.2.2 Méthode sexuée

Afin de collecter des gamètes ou planulas, il est important de connaître pour chaque espèce son mode de reproduction sexuée (voir section 2.1) mais également sa période de ponte et l'étendue de celle-ci, la longévité des gamètes, ainsi que d'identifier les colonies mères susceptibles d'être les plus fertiles. Par ailleurs, comme pour la reproduction asexuée, il est important d'assurer une bonne diversité génétique au niveau des colonies-donneuses de gamètes et planulas (Edwards *et al.*, 2010).

La période de ponte : à travers le monde, la reproduction sexuée chez les coraux varie selon 3 modes de ponte:

- La « ponte massive » où plus de 30 espèces émettent leurs gamètes durant la même nuit pendant quelques heures. C'est le cas de la Grande Barrière de Corail, où 130 espèces émettent leurs gamètes durant quelques nuits en octobre et novembre (Willis *et al.*, 1985 ; Harrison, 2011).
- La « ponte synchrone » lorsque seulement deux ou trois espèces pondent durant la même nuit (Harrison, 2011). Celle-ci est davantage fréquente dans les Caraïbes, notamment en Jamaïque (Duerden, 1902).
- La ponte « asynchrone » lorsqu'une seule espèce pondeuse est observée par nuit (ex : Mer rouge et Japon) (Loya *et al.*, 2009).

De plus, l'étendue de la période de ponte est aussi fortement variable dans une même région. Elle est influencée par des facteurs environnementaux tels qu'une hausse de la température qui accélère la maturation des gamètes, les phases lunaires qui influencent la date de ponte (certains coraux sont dotés de cytochromes photosensibles qui permettent de détecter les changements de luminosité. Quelques jours après la luminosité maximale de la pleine lune, nombreux coraux pondent. Levi *et al.*, 2007) ; et la photopériode qui détermine l'heure d'émission des gamètes (Harrison *et al.*, 1984). Néanmoins d'autres facteurs environnementaux présentent un effet positif sur la période et la durée des pontes de coraux : l'absence de fortes pluies, les cycles d'insolation solaire, une relativement longue période d'accalmie des vents locaux ; assurant ainsi une meilleure fertilisation et une rétention accrue des larves sur le récif (Mendes & Woodley, 2002 ; Van Woesik *et al.*, 2006 ; Van Woesik, 2009). Cependant davantage de recherches sont nécessaires pour conclure sur leur relation de causalité (Harrison, 2011). Ainsi, la ponte d'une même espèce varie selon la latitude, (ex : *Montastraea* pond un mois plus tard au Panama qu'en Floride (Levitan *et al.*, 2011).

Par ailleurs, à une latitude donnée, les nuits de ponte, chaque espèce relargue les gamètes et planulas à une heure assez précise suivant le coucher de soleil, pendant un intervalle de temps restreint (ex : *M. annularis* pond 225 min après le coucher de soleil, pendant 1 heure ; Levitan *et al.*, 2004).

La longévité des gamètes est également un critère essentiel à respecter pour procéder à la fertilisation artificielle ultérieurement. Elle varie selon chaque espèce, les spermatozoïdes étant les moins longévives. Par exemple, les spermatozoïdes de *M. franksi* se libèrent de l'amas de gamètes, remontent en surface et ne sont capables de fertiliser les ovules qu'entre 30 et 90 minutes après la ponte (Levitan *et al.*, 2004). La collecte se fait donc durant un court laps de temps (figure 2.4).

Les éléments influençant la fécondité : la fécondité des coraux varie selon plusieurs variables intrinsèques : l'espèce à laquelle ils appartiennent dicte la fréquence de la gamétogénèse (*Acroporae* présente un cycle annuel, *Pocillopora damicornis*, un cycle mensuel (Wallace, 1985 ; Fadlallah, 1983), leur âge et la taille de la colonie (chez *Acroporae*, la reproduction débute entre 3 et 5 ans. Une colonie de *M. annularis* n'est pas mature avant d'avoir atteint 85 cm² de surface, soit à l'âge de 4-5 ans. (Harrison & Wallace, 1990 ; Hughes *et al.*, 2000 ; Szmant-Froelich *et al.*, 1985).

De plus, on observe l'induction d'une colonie par la ponte d'une colonie conspécifique à proximité. Cette synchronisation de ponte augmente la concentration de gamètes et donc les chances de fertilisation (Levitan *et al.*, 2004).

La fécondité peut également être réduite par des conditions environnementales défavorables telles que le stress thermique (Randall & Szmant, 2009), le blanchissement (Mendes & Woodley, 2002b), une faible salinité (Vermeij *et al.*, 2006), et une augmentation de la sédimentation et de la turbidité (Humphrey *et al.*, 2008). De même, la pollution (par les herbicides, pétrole, etc.) et l'augmentation de nutriments affectent négativement la reproduction des coraux (Bassim & Sammarco, 2003 ; Markey *et al.*, 2007).



Figure 2.4 La collecte des gamètes lors de la reproduction sexuée à Curaçao. Les adultes d'*A. palmata*, « émetteurs » hermaphrodite, pondent 3,5h après le coucher de soleil. Les gamètes sont piégés dans filets en nylon, collectés dans des tubes Falcon amovibles, de 50 ml.

Source : www.secore.org. (Photo : Chamberland, 2012)

2.3 Recommandations pour une meilleure pratique de la collecte

Aux vues des paramètres clés à considérer (voir 2.2), des recommandations peuvent être faites quant à la collecte des coraux. Listées en tableau 2.1 et 2.2, elles visent une meilleure pratique, augmentant les chances de succès de la collecte par fragmentation (asexuée) et par collecte de gamètes (sexuée).

Tableau 2.1 Les recommandations faites assurent un meilleur succès de la collecte des fragments de coraux

Collecte de fragments (reproduction asexuée)	
<p>Considérations génétiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Déterminer les génotypes d'autant de coraux que possible, selon les ressources financières disponibles. ➤ Collecter des fragments de colonies issues d'un grand nombre de sites et d'habitats suffisamment éloignés les uns des autres, mais pas trop pour ne pas perdre la diversité des écotypes adaptés aux conditions locales. [1] <p>Considérations du milieu physique</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Sélectionner une colonie mère en santé. ➤ Noter la profondeur du milieu dans lequel elle prospère, pour la conserver dans les phases d'élevage et transplantation, afin de réduire le stress de la période d'adaptation. [2] 	<p>Considérations de taille de fragments</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Évaluer le compromis entre la survie élevée associée aux grands fragments et leur productivité inférieure par rapport aux petits fragments. ➤ Sélectionner une colonie-mère saine et vigoureuse. ➤ Sectionner une proportion de la colonie-mère < 10 %. [3] ➤ Établir la taille optimale du fragment : ex : 3,5 cm pour <i>A. cervicornis</i>. [4]

Source : [1] Frankham, 2005 ; [2] Edwards & Gomez, 2007 ; Johnson *et al.*, 2011. [3] Epstein *et al.*, 2001 ; [4] Lirman *et al.*, 2010.

Tableau 2.2 Les recommandations faites assurent un meilleur succès de la collecte des gamètes de coraux

Collecte des gamètes (reproduction sexuée)	
<p>Considérations génétiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Collecter des gamètes et planulas de colonies issues de sites et d'habitats différents. 	<p>Considérations du milieu physique</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Sélectionner une colonie mère sur un milieu présentant le moins de stress physiques affectant la reproduction (éloigné des populations humaines).
<p>Considérations biologiques sur la colonie-mère</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Sélectionner une colonie-mère, jeune adulte, large et en santé. [5] ➤ Connaître et valider le mode de reproduction, la durée de vie des gamètes, pour chaque espèce, de sa propre région. [6] ➤ Sélectionner une colonie-mère située à proximité d'autres congénères, gage de ponte accrue et davantage synchronisée. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Surveiller les signes environnementaux précurseurs de la ponte et plonger fréquemment. ➤ Valider l'étendue de la période de ponte (date/ nombre de jours), l'heure et la durée journalière de la ponte, pour chaque espèce, dans sa propre région. [7]

Source : [5] Hughes *et al.*, 2000 ; Szmant-Froelich *et al.*, 1985 ; [6] Levitan *et al.*, 2004 ; [7] Levi *et al.*, 2007 ; Harrison *et al.*, 1984.

Une fois les fragments ou les gamètes collectés, la fertilisation de ces derniers et la croissance va s'effectuer dans des conditions optimisées de la pépinière. Lorsque les coraux auront atteint une certaine taille, ils seront alors transplantés sur le récif. Le chapitre 3 qui suit présente donc les éléments à considérer lors de la phase d'élevage en pépinière in-situ et ex-situ, phase la plus complexe du jardinage corallien ; ainsi que lors de la phase de transplantation.

Chapitre 3

La croissance en pépinière et la transplantation : paramètres clés et recommandations

Après la collecte, la seconde phase du jardinage corallien consiste à élever les fragments, planulas ou gamètes fécondés dans une pépinière protégée. Les conditions optimales de la pépinière visent à augmenter la survie des recrues, un stade de vie particulièrement vulnérable chez les coraux (figure 2.1). Dans la pépinière, l'acclimatation aux changements environnementaux et au stress dû à la fragmentation et au transport permet aux coraux d'atteindre des tailles adéquates pour la transplantation. Enfin, la transplantation représente la troisième phase du jardinage corallien. Les coraux sont réintroduits sur le récif dégradé lorsqu'ils atteignent une taille de env. 5 à 7 cm de diamètre pour les coraux branchus ; et de env. 4 cm pour les coraux massifs et encroûtants, qui sont davantage résistants (Lirman *et al.*, 2010 ; Johnson *et al.*, 2011). Cette transplantation se produit respectivement après 9 à 12 mois et 12 à 15 mois de croissance en pépinière (Shafir *et al.*, 2006).

Dans ce troisième chapitre, dans un premier temps, je soulignerai les éléments fondamentaux essentiels à considérer pour optimiser les phases 2 et 3. La phase de croissance en pépinière in-situ et la transplantation ont été regroupées puisque les éléments à considérer sont communs. La phase de croissance en pépinière ex-situ est traitée séparément, de nombreux éléments lui étant spécifiques. Finalement, me basant sur les éléments clés identifiés, je dégagerai les meilleures pratiques préconisées à l'heure actuelle pour ces 2 phases.

3.1 Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres physiques

3.1.1 La qualité de l'eau

La qualité de l'eau dépend de la turbidité et de la sédimentation, de l'apport en nutriments, ainsi que du flux d'eau. Chacun de ces éléments influence la survie et la croissance des coraux.

La sédimentation et la turbidité : Un apport de sédiments accroît temporairement la turbidité dans la colonne d'eau. Cet apport peut être dû à plusieurs phénomènes comme la re-suspension naturelle des sédiments, causée par les vents, qui est fréquente dans les récifs peu profonds (Lawrence *et al.*, 2004), le ruissellement terrestre et les activités de dragage. La turbidité peut provoquer des effets positifs sur les coraux : elle limite la pénétration des rayons ultra-violets et ainsi réduit les

dommages causés aux gamètes et embryons, en surface après la ponte ; elle réduit la prédation en diminuant la visibilité ; augmente les chances de rencontre entre la larve corallienne et le symbionte relargué dans la colonne d'eau, normalement associé aux sédiments ; et peut être une source d'énergie pour les coraux adultes lorsque les sédiments contiennent des matières organiques (Abrego *et al.*, 2012 ; Mills *et al.*, 2004 ; Jones *et al.*, 2015). Néanmoins, la turbidité et la sédimentation entraînent de nombreux effets négatifs sur la colonie, la population et la communauté corallienne en affectant la croissance, la reproduction et la survie des adultes et des larves (Cooper *et al.*, 2009 ; Nugues & Roberts, 2003 ; Erftemeijer *et al.*, 2012 ; Jones *et al.*, 2015). Le tableau 3.5 de l'annexe 1 résume ces effets.

L'apport trop élevé en nutriments augmente la prévalence et la sévérité des maladies coralliennes telles que les maladies de la bande jaune, de la bande noire et du Syndrome du Point Noir (Dark Spot Syndrome, DSS) affectant les coraux des Caraïbes (Haapkyla *et al.*, 2011, Bruno *et al.*, 2003 ; Voss & Richardson, 2006, Vega Thurber *et al.*, 2014). Ce stress est souvent co-occurent avec les stress imposés par la température et la sédimentation et a les mêmes conséquences sur les coraux (Vega Thurber *et al.*, 2014). Il est donc souvent difficile d'isoler son effet. Néanmoins, via l'enrichissement de parcelles récifales, Vega Thurber *et al.* (2014) ont permis d'isoler l'effet de l'apport en azote et phosphore sur la santé des coraux : un enrichissement ponctuel augmente significativement la prévalence (> 3,5 fois plus) et la sévérité de la maladie DSS affectant *Siderastrea siderea*. Il augmente également la prévalence de blanchissement chez les espèces *Agaricia* (> 3 fois plus) (Vega Thurber *et al.*, 2014).

Néanmoins, les effets de cet apport en nutriments sont ponctuels : la prévalence de DSS disparaît 10 mois après la fin du traitement. Ainsi une gestion côtière réduisant les apports en nutriments dans le récif corallien s'avère importante pour restaurer la santé et l'intégrité de celui-ci (Vega Thurber *et al.*, 2014).

Le flux d'eau, généré par la force des vagues et des courants marins, a des effets variables sur les coraux (Leal *et al.*, 2016). Une vitesse intermédiaire du flux maximise la croissance et la survie du corail : elle optimise la capture des particules en suspension et donc l'alimentation du corail, accroît le taux de photosynthèse du symbionte, augmente la respiration et la croissance des tissus coralliens et le taux de calcification (Piniak, 2002 ; Sebens *et al.*, 2003 ; Leal *et al.*, 2016). Ce flux d'eau intermédiaire entre en synergie avec une forte quantité de lumière, et on observe des effets additifs

positifs sur la croissance des coraux (Schutter *et al.*, 2011). À l’opposé, un flux d’eau trop important peut provoquer la lésion des tissus coralliens, désintégrer les jeunes embryons, charrier des débris blessant les coraux, et endommager la structure de la pépinière. Un flux d’eau trop faible quant à lui entraîne une sédimentation accrue et une accumulation d’algues, limitant la croissance et menaçant la survie des coraux (Heyward & Negri, 2012 ; Johnson *et al.*, 2011 ; Edwards *et al.*, 2010).

Ainsi pour optimiser le jardinage corallien, il est essentiel de s’assurer d’une bonne qualité de l’eau.

3.1.2 La température

La température est également un facteur important dans la croissance et la survie des coraux. Ceux-ci sont sensibles aux changements brusques de température ou de salinité et peuvent blanchir en réponse, expulsant le symbionte (Leal *et al.*, 2016) (voir introduction). À la suite d’un stress thermal léger, le corail est capable de réintégrer le symbionte, mais subit néanmoins une réduction de croissance, de calcification et de fécondité (Hoegh-Guldberg, 1999) et est davantage susceptible aux maladies (Bruno *et al.*, 2009). Si le stress thermal est sévère et de longue durée, il provoque alors une forte mortalité des coraux (Donner *et al.*, 2005).

3.1.3 La luminosité

La luminosité est une composante importante pour la santé et la croissance des coraux (Barton *et al.*, 2017). Selon les espèces, une quantité suffisante de photons de longueur d’onde entre 400 et 700 nm permet d’optimiser la croissance des coraux (Osinga *et al.*, 2011). Une luminosité excessive peut provoquer une photo-inhibition ou l’effondrement des chloroplastes du symbionte, limitant sa capacité photosynthétique ; et par conséquent la croissance du corail hôte (Nakamura *et al.*, 2011). Sauf dans les zones de fortes turbidité et sédimentation, la profondeur peut généralement être utilisée comme proxy inversement proportionnel à la luminosité.

3.2 Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres biologiques

3.2.1 Taux d’herbivorie

Au sein de l’écosystème corallien, le taux d’herbivorie induit un processus de rétroaction écologique positive sur le corail : une solide population d’herbivores (poissons et oursins) assure un taux élevé d’herbivorie et la couverture des macroalgues est alors réprimée (Mumby & Steneck, 2008) (figure 3.1). La compétition entre les algues et les coraux diminue alors et permet une

meilleure croissance des coraux existants. De plus, le substrat, libre d'algues, favorise un meilleur recrutement des coraux (Mumby & Steneck, 2008). Ainsi, un fort taux d'herbivorie facilite le rétablissement des populations de coraux après une perturbation (Graham *et al.*, 2015 ; Zaneveld *et al.*, 2016). Le processus de rétroaction écologique positive doit être restauré si l'on veut optimiser la restauration corallienne (Ladd *et al.*, 2018). Autant lors de la sélection du site de la pépinière que du site de transplantation, il est donc important de promouvoir un fort taux d'herbivorie. Pour cela, il faut favoriser les zones du lagon supportant une forte population d'herbivores, voire importer cette population si nécessaire (Ladd *et al.*, 2018). Les oursins sont de bons candidats pour l'implantation d'herbivores, car ils consomment des algues sur une surface plus restreinte que les poissons herbivores (respectivement 1 m² et 100 m²) (Sandin & McNamara, 2012). Néanmoins, à une densité trop élevée, ceux-ci sont néfastes pour les coraux : ils délogent les juvéniles, tuent les recrues et érodent les substrats favorables au recrutement des larves de coraux (McClanahan *et al.*, 1996). Il est donc essentiel de maintenir une densité adéquate d'oursins pour conserver le bénéfice de ceux-ci sur le jardinage corallien ; cette densité reste encore à déterminer par des bioessais.

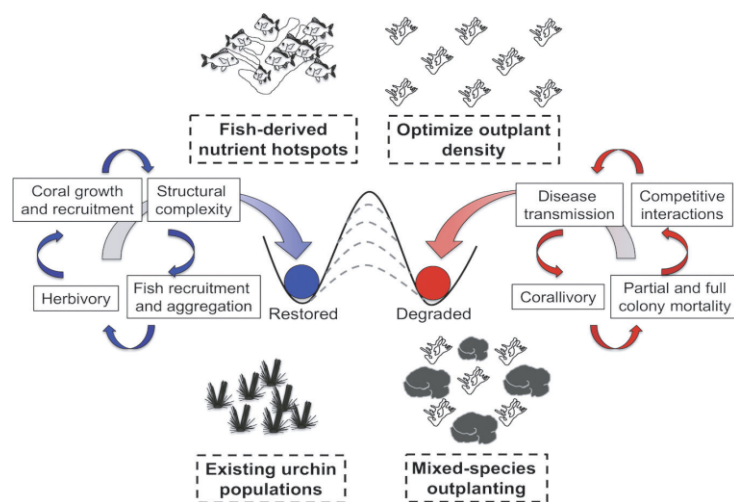


Figure 3.1 Le récif corallien : siège de rétroactions positives et négatives dans le maintien des coraux. Le rétablissement corallien sur un récif dégradé peut être facilité par des rétroactions positives (gauche, bleu) ou inhibée par des rétroactions négatives (droite, rouge). Promouvoir la rétroaction positive et réduire la rétroaction négative permet la restauration d'un récif sain (centre). Choisir des zones où les oursins sont abondants peut réduire la concurrence des algues et favoriser la croissance des coraux (en bas à gauche). Adapter la densité des coraux implantés permet de minimiser la concurrence, minimiser la mortalité des coraux et maximiser la production d'habitats (en haut à droite).

Source : Ladd *et al.*, 2018.

3.2.2 Prédation et maladies

Au sein de l'écosystème corallien, la prédation et les maladies induisent également un processus de rétroaction écologique négatif (Mumby & Steneck, 2008) (figure 3.2). Les coraux subissent une prédation chronique par les invertébrés et les poissons corallivores, entraînant des blessures ou la mort (Rotjan & Lewis, 2008). En limitant les ressources, le déclin de la couverture corallienne augmente l'intensité de prédation des poissons et invertébrés corallivores sur les coraux restants (Baums *et al.*, 2003), accentuant davantage la mortalité corallienne. Dans les Caraïbes, de par leur abondance élevée, le gastéropode *Coralliophila abbreviata*, le ver de feu *Hermodice carunculata*, le poisson-demoiselle *Stegastes planiformes* sont d'importants corallivores et peuvent rapidement coloniser les jardins coralliens (Miller *et al.*, 2014 ; Schopmeyer & Lirman, 2015).

De plus, de nombreux corallivores sont des vecteurs de maladies affectant les coraux : *H. carunculata* non seulement consomme *A. cervicornis*, mais également augmente la fréquence des maladies affectant cette espèce corallienne (Wolf & Nugues, 2013). *C. abbreviata* et *S. planiformes* sont également des vecteurs de maladies coralliennes, qui peuvent affecter les jardins coralliens (Williams & Miller, 2005 ; Vermeij *et al.*, 2015). Ces deux espèces sont en effet identifiées comme une source majeure de mortalité des colonies d'*A. cervicornis* transplantées (Schopmeyer & Lirman, 2015 ; Johnston & Miller, 2014). En réduisant les impacts négatifs de ces corallivores, on maximise donc la survie et la croissance des coraux dans les pépinières et des transplants (Ladd *et al.*, 2018).

Ainsi, autant lors de la sélection du site de la pépinière que du site de transplantation, il est important d'éviter les zones présentant une large population de corallivores (Williams *et al.*, 2014) et de favoriser les lieux où des populations saines de coraux sont déjà présentes, de façon à répartir la pression de prédation (Ladd *et al.*, 2018). De plus, favoriser les sites montrant une biomasse importante de piscivores et de prédateurs des corallivores (tels que l'abondant grogneur blanc *Haemulon plumieri*, le gastéropode *Thais deltoidea*) permet de réduire l'abondance respective d'*H. carunculata*, de *C. abbreviata* et de *S. planiformes* (Ladd & Shantz 2016 ; Sharp & Delgado 2015).

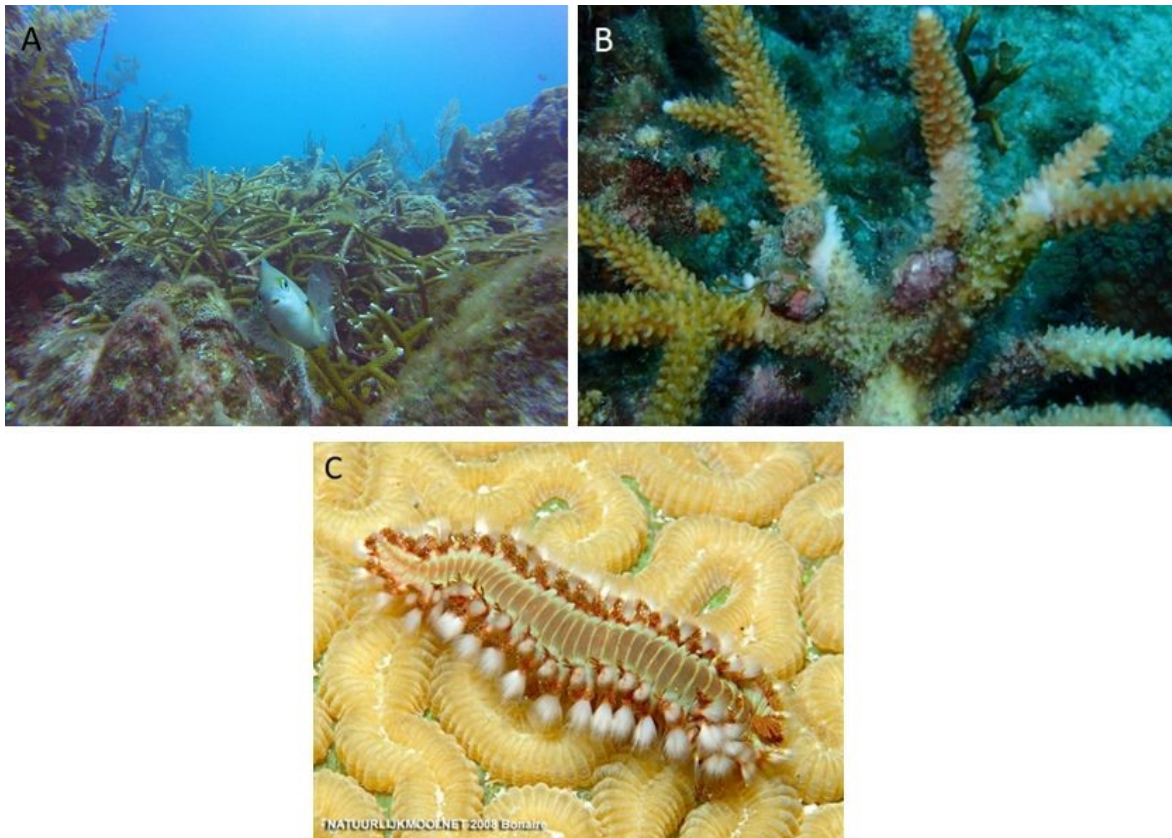


Figure 3.2 Prédation sur les coraux hermatypiques. A) *A. cervicornis* attaqué par le poisson-demoiselle *Stegastes planiformes* B) *A. cervicornis* prédaté par le gastéropode *C. abbreviata*. C) Corail cerveau prédaté par le ver de feu *Hermodice carunculata*.

Source : A) Photo Personnelle d'A. Ritchie, Xcalak, Mexique, 2017 ; B) <http://sites.nicholas.duke.edu/silliman/cool-species-interactions> ; C) A. Frijsinger.

3.2.3 Compétition intra- et interspécifiques et densité optimale

La compétition intra- et interspécifique et la dispersion, qui assure le maintien de la reproduction sexuée naturelle, sont des éléments essentiels à la réussite du jardinage corallien. Elles dictent ainsi la densité optimale des transplants et la distance avec les autres populations (Ladd *et al.*, 2016 ; Johnson *et al.*, 2011).

Les coraux hermatypiques font face à une compétition agressive pour l'espace et les ressources de la part des éponges, à croissance rapide, et des coraux mous (Norstrom *et al.*, 2009). Dans les Caraïbes, le corail mou *Erythropodium caribaeorum* et le zoanthide *Palythoa caribaeorum* peuvent tuer ou réprimer la croissance de nombreux coraux tels qu'*A. cervicornis* (Suchanek & Green, 1981)

(figure 3.3). Par conséquent, réduire cette compétition favorisera la survie et la croissance des coraux.



Figure 3.3 Compétition intergénérique. A) *Palythoa caribaeorum* en compétition avec un corail cerveau. B) *Erythropodium caribaeorum* en compétition avec *M. annularis*.

Source : www.snorkelstj.com.

De plus, la survie et la croissance des transplants sont dépendantes de la densité de plantation. En effet, les coraux réagissent négativement aux contacts avec des individus de même espèce mais génétiquement différents et avec des individus d'espèces différentes. Ces interactions peuvent causer la réduction de la croissance, affaiblir les activités reproductrices et causer la mort (Rinkevich, 2014). Ainsi, pour *A. cervicornis*, une densité optimale de 3 transplants/ m² montre des effets positifs sur les transplants, tels qu'un taux maximum de croissance et de production d'habitats, une perte de tissus et une mortalité minimale. Au-delà de cette densité-seuil, on observe des effets négatifs sur les coraux qui subissent une mortalité accrue (Ladd *et al.*, 2016). Par exemple, dans ces cas, les branches d'*A. cervicornis* deviendraient si denses qu'elles réduiraient le flux d'eau et créeraient de l'ombrage, augmentant la compétition pour la lumière, ce qui limiterait les transferts de nutriments et d'oxygène, et réduirait la photosynthèse et la croissance des coraux (Chadwick & Morrow, 2011). De plus, par contacts directs entre les branches d'individus, une forte densité d'*A. cervicornis* faciliterait la transmission de maladies (Williams & Miller, 2005) et procurerait également un meilleur abri contre les prédateurs pour les corallivores tel que *S. planiformes* (Almany, 2004). Cependant, davantage de recherches sont nécessaires pour établir les densités idéales pour chaque espèce, nécessitant un investissement significatif en temps et argent.

3.2.4 Dispersion, distances maximales entre colonies et entre populations

Par ailleurs, la distance entre les colonies d'une même espèce corallienne est importante pour assurer la fertilisation croisée des gamètes et le brassage génétique ; une trop grande distance pouvant entraîner un effet d'Allee (voir chapitre 2). Ainsi, si le récif est dénudé, les transplants d'une même espèce ne doivent pas être séparés par des distances de plusieurs dizaines de mètres. Pour les transplants d'*Acropora*, la distance recommandée varie entre 0,5 et 2 m (Johnson *et al.*, 2011).

La dispersion des larves joue un rôle important dans la connectivité des populations coralliennes car elle permet le renouvellement des populations et la colonisation de nouveaux habitats (Strathmann *et al.*, 2002). La dispersion dépend non seulement des courants marins (flux d'eau) mais également du temps de vie de la larve planctonique, de la survie de cette larve et de son aptitude à s'établir (Pechenick, 1990). Les larves planctoniques subissent une forte mortalité due à la famine, la prédation, les stress environnementaux, les anomalies génétiques et les maladies (Strathman, 1985 ; Pechenick, 1987 ; Rumrill, 1990). Cependant, la survie des larves planctoniques est une variable très complexe à quantifier en situation réelle et différents modèles de dispersion ont été bâtis selon des suppositions : le modèle de type I assume que la mortalité de la larve augmente avec l'âge ; les chances d'une dispersion sur une longue distance sont alors réduites et les larves recrutent sur le récif natal. Le modèle de type II assume une mortalité constante à tout âge et est peu réaliste. Le modèle de type III assume que la mortalité initiale est élevée et diminue avec l'âge ; les larves les plus compétitives s'établissent rapidement sous forme benthique principalement sur leur récif natal, une grande partie meurt avant d'atteindre d'autres habitats favorables et enfin les survivantes sont capables de parcourir de très longues distances (Graham *et al.*, 2008).

Par ailleurs, l'aptitude à s'établir sous forme benthique (settlement phase) dépend de la disponibilité d'un substrat adéquat, d'indices chimiques et sonores (voir le chapitre 3 paragraphe 2 suivant) et varie selon le mode reproductif (Miller & Ayre, 2008 ; Nunes *et al.*, 2011) : les larves des coraux « couveurs », les planulas, sont capables de s'établir rapidement en se fixant au substrat quelques heures après la ponte ; alors que les larves des coraux « émetteurs » ne sont aptes à s'établir qu'après 5 à 7 jours, leur développement étant moins avancé (Fadlallah, 1983 ; Szman, 1990 ; Harrison & Wallace, 1990). De plus, le polype maternel des coraux « couveurs » transmet les symbiontes directement aux larves ; alors que les larves des coraux « émetteurs » acquièrent leurs symbiontes dans l'environnement, plusieurs jours plus tard (Fadlallah, 1983 ; Coffroth *et al.*, 2001).

Ces caractéristiques influencent le potentiel de dispersion : les larves des coraux « émetteurs » sont capables d'une dispersion bien plus large (Serrano *et al.*, 2016).

Ainsi, les patrons de dispersion et de survie des larves ont d'importantes conséquences sur la structure génétique des populations, la capacité et la vitesse à laquelle un récif peut être réensemencer naturellement ou artificiellement. La distance entre les populations d'une même espèce corallienne est donc un élément fondamental dans la résilience du récif face à une fragmentation d'habitat ou des perturbations localisées (Nathan *et al.*, 2003 ; Graham *et al.*, 2008). La dynamique de population semble cependant varier substantiellement selon les espèces et davantage d'études sont nécessaires pour accroître les connaissances, afin de soutenir les efforts de restauration (Graham *et al.*, 2008).

3.3 Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres sociaux

Il est important de bien évaluer les paramètres sociaux pouvant affecter le projet afin de minimiser les risques et d'optimiser les retombées positives. Dans le cas du jardinage corallien, plusieurs niveaux de gestion sont à considérer : la gestion de la population locale, la gestion du tourisme de masse et la gestion des autorités locales et gouvernementales.

3.3.1 Une gestion optimale de la population locale

Comme dans de nombreuses régions du monde, les Caraïbes sont le théâtre d'une surpêche des herbivores par les populations locales et transitoires. Ce faible taux d'herbivorie accentue la compétition algue-coraïl et ainsi a un impact négatif sur la durabilité du projet de restauration corallienne (Mumby & Steneck, 2008 ; Bellwood *et al.*, 2004). Il est donc important de sensibiliser la population à ces enjeux et d'engager une gestion raisonnée de la pêche, notamment des poissons perroquets, en diversifiant les types d'espèces capturées ou l'axant sur les espèces invasives comme le poisson-lion (*Pterois volitans*). Néanmoins, un effort de pêche moins soutenue sur ces poissons est nécessaire et l'usage des nasses à poissons devrait être réduit, les perroquets représentant souvent des prises accidentelles (Mumby *et al.*, 2014).

Par ailleurs, le vol et/ou vandalisme du matériel de jardinage sont des facteurs à envisager. L'acceptation du projet se fera plus facilement si on vise une participation de la population locale, en créant un sentiment de fierté grâce à leur 'prise en main' du destin du récif. (Edwards *et al.*, 2010).

3.3.2 Une gestion optimale du tourisme de masse

Par le biais de la plongée en apnée ou en profondeur avec bouteille, le tourisme de masse présente un risque d'impacts négatifs directs et indirects sur les coraux : piétinement, cassures et abrasion par contact direct ou remise en suspension des sédiments par contacts indirects causent de nombreuses mortalités ; les impacts étant particulièrement sévères de la part des plongeurs photographes, qui s'agrippent aux coraux pour réaliser des macrophotos (Zakai *et al.*, 2002 ; Rouphael & Inglis, 2001).

De plus, le développement touristique de masse récent, très peu contrôlé en matière d'épuration des eaux dans bons nombres de pays caribéens, engendre un apport de nutriments dans les récifs (Arias-Gonzales *et al.*, 2017). Il en résulte une pollution des eaux et l'augmentation de la couverture d'algues, néfastes aux coraux et donc au jardinage corallien. Cet apport en nutriment peut être quantifié en mesurant les concentrations d'ammonium, nitrates et orthophosphates (Arias-Gonzales *et al.*, 2017). Il est donc souhaitable de choisir des sites pour la pépinière in-situ et pour la transplantation, suffisamment loin du centre touristique.

3.3.3 Bureaucratie limitante

De nombreuses espèces visées par le jardinage corallien sont inscrites à la liste rouge des espèces menacées de l'UICN, telles qu'*Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *A. cervicornis* et *A. palmata* (UICN, 2016). Il est donc nécessaire d'obtenir des permis auprès des autorités, pour fragmenter les coraux et les transplanter. Les gestionnaires, la communauté et les bailleurs de fonds qui font face à cette bureaucratie souvent lourde peuvent se démotiver par la lenteur des procédures. (Edwards *et al.*, 2010).

3.4 Pépinière in-situ et site de transplantation : paramètres économiques

Comme pour tout projet, dès le démarrage il est crucial de bien évaluer les coûts. Malheureusement, peu de données sont publiées. Néanmoins, plusieurs paramètres économiques importants ont été identifiés par Edwards *et al.* (2010).

Dans le cas d'un jardinage corallien issu d'un élevage asexué in-situ, la transplantation des coraux de pépinière sur le récif constitue l'activité du projet la plus onéreuse (50 % des coûts) ; la fixation des fragments collectés à la structure de la pépinière représente la deuxième activité la plus

onéreuse (26 % des coûts). Optimiser la performance de ces 2 activités permet donc de réduire significativement le coût du jardinage (Edwards *et al.*, 2010). Ainsi, élevée in-situ, un fragment prêt pour la transplantation coûte entre 1.40 \$ US et 1.86 \$ US ; une fois transplanté, ce fragment coûte de 2.79 \$ US à 3.72 \$ US (Edwards *et al.*, 2010).

Dans cette estimation du coût d'un transplant, la main-d'œuvre opérant la pépinière et effectuant la transplantation sur le récif représente > 50 % des coûts (en heures/personne). La plongée en bouteille et la navigation (bateau et capitaine) constitue le deuxième coût majeur. Néanmoins, pour sélectionner la distance entre les sites de pépinière-transplantation-centre touristique, des compromis doivent être faits entre la durabilité économique et la pertinence écologique.

Par ailleurs, le matériel nécessaire à la construction de la pépinière in-situ représente seulement 5 % des coûts annuels. Il est donc recommandé de construire des installations robustes, pour éviter les dommages volontaires ou causés par les tempêtes.

Ainsi, afin d'optimiser la restauration corallienne, les gestionnaires doivent faciliter le rétablissement du processus de rétroaction écologique positive induit par l'herbivorie et perturber le processus de rétroaction écologique négative induit par la prédation et les maladies et la compétition (Ladd *et al.*, 2018). De plus, pour minimiser les risques environnementaux négatifs précités (prédation, maladies, pollution, apport en nutriment, blanchissement, bris dus aux tempêtes, etc.), il est souhaitable d'établir plusieurs pépinières et sites de transplantation dans des environnements différents, pour ne pas perdre tous les plants. Cependant, il faudra faire un compromis entre ce nombre et les coûts de maintenance (Johnson *et al.*, 2011).

3.5 Pépinière ex-situ

Élever les fragments de coraux issus de reproduction asexuée en pépinière ex-situ présente peu d'intérêts car les coûts élevés dépassent les bénéfices par rapport à un élevage in-situ (Edwards *et al.*, 2010). Par contre, les pépinières ex-situ sont particulièrement intéressantes pour l'élevage des larves de coraux. En effet, une fois métamorphosé, le minuscule polype doit survivre et grandir pendant au moins 6 mois à un an pour devenir une "recrue visible" sur le récif. L'étouffement par les sédiments, la compétition par d'autres invertébrés sessiles (ex. éponges) et par les algues, et la prédation induisent une forte mortalité : seul environ 1 % des polypes installés avec succès survivent la première année. La protection en pépinière des larves, devenues jeunes recrues, permet

de réduire ces pertes énormes (Edwards *et al.*, 2010). Ainsi la restauration active par transplantation de corail est susceptible d'être une intervention utile si l'approvisionnement larvaire est l'étape limitante du recrutement des coraux. Si un mauvais établissement ou une forte mortalité post-établissement sont les causes principales du déclin corallien, alors une restauration passive de gestion de la surpêche ou de la qualité de l'eau sera d'abord nécessaire. Dans certains cas, une combinaison de restaurations passives (ex : la gestion des pêches) et actives (ex : enlèvement d'algues, transplantation de coraux) pourrait être la meilleure solution.

Après la collecte des planulas et gamètes, l'élevage en pépinière ex-situ des coraux émetteurs se divise en 3 étapes : la fertilisation des gamètes, puis l'élevage des embryons jusqu'au stade de larve mobile, et enfin l'établissement sous forme benthique (settlement phase). Les coraux « couveurs » ne nécessitent pas ces 2 premières étapes, les planulas pondues étant pleinement développées et capables de s'établir directement sur le substrat. Lors de ces étapes, la température, la qualité de l'eau minimisant les risques de propagation bactérienne, la durée de fertilisation et la fragilité des embryons sujets aux clivages sont des éléments essentiels à prendre en compte, pour assurer un succès de l'élevage en pépinière ex-situ.

3.5.1 La fertilisation ex-situ des gamètes des coraux émetteurs

Après avoir transféré les amas de gamètes collectés dans un bassin d'eau de mer et ajusté le tout à un volume connu (ex. : 100 litres), la fertilisation peut avoir lieu. Les paramètres importants à tenir compte sont la qualité de l'eau, la température et la durée de fertilisation.

Afin de garantir une qualité d'eau optimale, l'eau de mer du bassin initial doit être filtrée (on pourra se référer à Edwards *et al.*, (2010) pour les techniques de filtrations). Une fois la fertilisation effectuée, il est important d'éliminer les spermatozoïdes excédentaires. En effet, les risques de polyspermie et la baisse de qualité de l'eau due à la dégradation des spermatozoïdes surnuméraires peuvent entraîner une mortalité élevée des embryons (Edwards *et al.*, 2010). Après environ 2 heures, le taux de fécondation obtenue est évalué par échantillonnage sous microscope (env. 50 ml), afin de déterminer le volume d'eau nécessaire à la phase d'élevage larvaire. Si $> 80 \%$ des œufs se divisent, la fertilisation est considérée comme un succès et on peut procéder à l'élevage des embryons jusqu'aux larves. Si $< 60 \%$ des œufs se divisent, la fertilisation est considérée comme un échec, et il faut considérer abandonner cette récolte : les nombreux œufs non fertilisés se détériorent rapidement et diminuent la qualité de l'eau, tuant les embryons normaux.

Des températures supérieures à 4°C au-dessus de la température ambiante normale de l'eau de mer réduisent sensiblement le succès de la fécondation (Randall & Szmant, 2009). Il est donc recommandé que la température ne s'écarte pas de plus de 1°C de la température ambiante de l'eau de mer (Edwards *et al.*, 2010).

La fertilisation se produit dès les premières minutes et augmente régulièrement pendant une heure. Il faut donc laisser le mélange de gamètes entre 15 et 30 minutes et veiller à ne pas dépasser la durée de fertilisation optimale (pas plus d'une heure) (Edwards *et al.*, 2010).

3.5.2 L'élevage des larves

Ce nettoyage effectué, les œufs sont délicatement transférés dans un bassin d'élevage. La densité de stockage dans ce bassin est importante : une densité trop élevée entraîne une forte mortalité des embryons par manque d'oxygène (Edwards *et al.*, 2010).

Les larves de coraux « couveurs » peuvent être introduites immédiatement aux substrats d'établissement ou directement sur le récif, les planulas étant déjà pleinement développées et prêtes à s'établir. Toutefois, pour certaines espèces, il est préférable de maintenir les larves dans un bassin pendant au moins deux jours. En effet, il est nécessaire d'éliminer la quantité importante de lipides et de mucus libérée par ces larves, car celle-ci peut devenir une source d'énergie pour des bactéries indésirables et nuire ainsi à la qualité de l'eau (Raimondi & Morse, 2000). Les planulas des coraux « couveurs » ont également un besoin immédiat de lumière pour assurer la photosynthèse puisqu'elles contiennent déjà des zooxanthelles. Cependant, si les bassins sont à l'extérieur, il est difficile de procurer suffisamment de lumière naturelle tout en conservant la température ambiante de l'eau de mer. Ainsi, il est préférable de maintenir les bassins de culture dans une salle à température contrôlée et une lumière artificielle.

L'élevage des embryons et larves de coraux émetteurs est différent. Les embryons doivent être conservés dans les bassins d'élevage jusqu'à leur développement en larves mobiles et qu'ils aient acquis la capacité à s'établir, soit de 2 à 5 jours. La luminosité et la qualité de l'eau doivent être contrôlées : un filet réduisant 40 à 60 % la lumière directe du soleil et protégeant des baisses soudaines de salinité due à la pluie permet de minimiser la mortalité des larves (Vermeij *et al.*, 2006 ; Edwards *et al.*, 2010).

3.5.3 L'aptitude à s'établir sous forme benthique (settlement phase)

Dans le récif, les larves coralliennes prospectent différents milieux avant de s'établir et montrent une forte préférence envers certains milieux. Ainsi, elles entament leur métamorphose en polype sessile suite à la détection d'indices environnementaux précis : une bonne complexité topographique du site ; la présence de surfaces rugueuses présentant monts et crevasses, libres de sédiments et de macro-algues ; la présence de congénères et d'herbivores et l'absence de prédateurs qu'elles semblent pouvoir détecter via l'ambiance sonore du récif (Edwards *et al.*, 2010 ; Precht *et al.*, 2006 ; Vermeij *et al.*, 2010). De plus, les algues corallines encroûtantes (CCA), particulièrement les espèces *Hydrolithon* et *Peyssonnelia*, libèrent des molécules chimiques particulièrement attirantes pour les larves coralliennes et induisent leur métamorphose (Heyward & Negri, 1999).

Ces conditions doivent être reproduites autant que possible en pépinière ex-situ, pour assurer le succès de la métamorphose. Ainsi, les substrats artificiels rugueux sont curés en mer pendant plus de 2 mois pour être colonisés par les CCA, puis retournés à la pépinière. Les larves coralliennes s'établissent alors de préférence sur ces substrats artificiels, grâce aux substances chimiques libérées par les CCA dont ils sont couverts (Kaufman, 2006) (figure 3.4).



Figure 3.4 Établissement des larves sur les substrats artificiels. A) ‘coral plug-in’ en béton, les flèches indiquant les nouvelles recrues d’*Acropora*. B) le même ‘Coral plug-in’ montrant une colonie d’*Acropora* âgée de 6 mois. C) Le tripode à base d’argile permet une transplantation facile car il se coince aisément dans les interstices du récif. D) Recrue d’*A. palmata*, âgé d’1 an, ayant été transplantée sur le récif 2 semaines suivant la métamorphose. On peut observer la grande quantité de algues corallines encroûtantes (en rose), favorisant l’établissement de la larve.

Source : A) et B), Edwards *et al.*, 2010 ; C) et D), Chamberland *et al.*, 2015.

3.5.4 La phase de transplantation

Les recrues coralliennes sont généralement conservées sur les substrats artificiels dans des pépinières ex-situ ou in-situ pendant plusieurs mois, voire années, avant leur transplantation car les pépinières ex-situ offrent une meilleure protection contre la prédation des poissons, de la compétition d’algues et de la sédimentation (Guest *et al.*, 2014 ; Nakamura *et al.*, 2011). Cependant deux approches s’opposent quant à la durée de conservation des recrues en pépinière : la première prône une croissance longue en pépinière avant la transplantation, la mortalité des recrues transplantées diminuant avec leur taille (Vermeij & Sandin, 2008) ; tandis que la deuxième vise une transplantation rapide après la métamorphose, permettant la sélection naturelle de génotypes capables de faire face aux conditions de stress du site de transplantation. Cette deuxième approche

permet une meilleure durabilité des projets de restauration, les coûts étant moins élevés (Van Oppen *et al.*, 2015).

3.5.5 Pépinières ex-situ : paramètres sociaux

Les mêmes paramètres que pour les pépinières in-situ et la transplantation sont à considérer. Néanmoins, la pépinière ex-situ nécessite un permis de construction. Ceci alourdit davantage la lenteur bureaucratique. Par ailleurs, la pépinière ex-situ est particulièrement favorable à la diversification des revenus locaux et à la conscientisation des menaces sur le récif, grâce à un écotourisme d'accès grand public, via des visites guidées terrestres. Néanmoins, elle entraîne des risques additionnels tels que la pollution des bassins et le développement de maladies, via la manipulation des coraux par les visiteurs ou les employés/bénévoles. Ainsi un contrôle sévère de la qualité de l'eau par un personnel qualifié est nécessaire (Edwards *et al.*, 2010).

3.5.6 Pépinières ex-situ : paramètres économiques

L'élevage par reproduction sexuée ex-situ nécessite une plus grande expertise et du matériel spécialisé. Comme pour l'élevage asexué ex-situ, la main-d'œuvre représente env. 50 % des coûts annuels. Cependant, contrairement à la méthode précédente, le matériel représente désormais env. 30 % des coûts annuels totaux. Par ailleurs, en 2010, bien que les larves s'établissaient sur chaque substrat artificiel, seuls 40 % survivaient la première année en pépinière. Ainsi, une colonie prête pour la transplantation coûtait env. 15 \$ US, 10 fois plus que la méthode asexuée in-situ. De plus, seuls 50 % des transplants survivaient à la première année sur le récif, les coûts d'une colonie transplantée de 2 ans doubleraient donc, passant à env. 30 \$ US (Edwards *et al.*, 2010).

3.6 Recommandations pour une meilleure pratique de l'élevage en pépinière et de la transplantation

Aux vues des paramètres clés à considérer (voir sections 3.1 et 3.2), des recommandations d'ordre physique, biologique et pratique peuvent être faites quant à l'élevage en pépinière in-situ et la transplantation des coraux, et sont listées en tableau 3.1 ; les recommandations d'ordre social et économique sont listées en tableau 3.2. Les recommandations d'ordre physique, biologique et pratique visant les pépinières ex-situ sont, quant à elles, listées en tableau 3.3. Les recommandations d'ordre social et économique sont regroupées dans le tableau 3.4. L'ensemble de ces recommandations visent une meilleure pratique, augmentant les chances de survie, de croissance optimale et de reproduction naturelle.

Tableau 3.1 Les recommandations d'ordre physique, biologique et pratique assurent un meilleur succès de l'élevage en pépinière in-situ et de la transplantation des coraux

Pépinière in-situ et transplantation	
Considérations physiques	
<p>Qualité de l'eau</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Éviter les sites sujets à de forts apports en nutriments et sédiments (ex: sites de ruissellement d'eau douce, de résurgence d'eaux souterraines, émissaires d'égouts, fermes aquacoles, décharges fluviales, sites de dragage) [1] ➤ Sélectionner un site en amont de ces nuisances et loin des courants pouvant les amener ➤ Favoriser les sites présentant un flux d'eau intermédiaire, afin de limiter la sédimentation et la prolifération d'algues ➤ Réduire les apports en nutriments par une gestion côtière préalable si nécessaire [1] <p>Luminosité</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Conserver une profondeur similaire à celle du site de collecte, pour éviter le stress d'acclimatation et la photo-inhibition ➤ Procéder à une photo-acclimatation, s'il n'est pas possible de conserver cette profondeur : les coraux séjournent sur des mini-pépinières flottantes à des profondeurs intermédiaires, variant progressivement de 2m chaque semaine [3] 	<p>Température</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Favoriser un site présentant un flux d'eau intermédiaire, > 2 m de profondeur à marée basse, pour une température et une salinité stables. Éviter les lagons et baies fermées, sujets à des hausses de températures et des baisses de salinité lors de ruissellements ou de résurgences d'eaux souterraines [1] ➤ Éviter les transplantations lors des fortes fluctuations de température (entre mai et octobre), pour éviter la mortalité accrue [2] ➤ Considérer les changements saisonniers et faire des compromis entre la protection contre les vagues pendant la saison des tempêtes et le réchauffement de l'eau pendant la saison chaude [1]

Source : [1] Edwards *et al.*, 2010 ; [2] Johnson *et al.*, 2011 ; [3] Shafir *et al.*, 2011 ; [4] Williams *et al.*, 2014 ; [5] Ladd *et al.*, 2018 ; [6] Ladd & Shantz 2016 ; Sharp & Delgado 2015 ; [7] Miller & Hay, 1998 ; Ward *et al.*, 2006 ; Johnston & Miller, 2014 ; [8] Green *et al.*, 2007 ; [9] Nunes *et al.*, 2011

Tableau 3.1 (suite) Les recommandations d'ordre physique, biologique et pratique assurent un meilleur succès de l'élevage en pépinière in-situ et de la transplantation des coraux

Pépinière in-situ et transplantation	
Considérations biologiques	Considérations pratiques
<p>Promouvoir un fort taux d'herbivorie</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Favoriser les zones du lagon ayant une population importante d'herbivores ➤ Importer une population d'herbivores si nécessaire (voir 3.1.2 ; les recherches concernant les critères à respecter sont encore à développer) <p>Compétition intra et interspécifiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Choisir un site où les compétiteurs sont peu abondants (éponges, coraux mous) ou les éliminer <p>Minimiser la prédation et les maladies</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Éviter les zones présentant une large population de corallivores [4] ➤ Favoriser les lieux où des populations saines de coraux sont présentes, afin de répartir la pression de prédation [5] ➤ Favoriser les sites montrant une biomasse importante de piscivores et de prédateurs des corallivores, afin de réduire l'abondance respective d'<i>H. carunculata</i>, de <i>C. abbreviata</i> et de <i>S. planiformes</i> [6] ➤ Éviter les assemblages monospécifiques ; favoriser plutôt des assemblages multi-espèces, afin de limiter la prédation des espèces sensibles comme <i>Acropora</i> et <i>Montastrea</i>, [7] 	<p>Densité de plantation</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Identifier les densités optimales entre les colonies pour chaque espèce et les appliquer. (Ex: 3 transplants/ m2 pour <i>A. cervicornis</i>) ➤ Conserver une densité similaire à celle du site de collecte [1] <p>Distance entre les colonies</p> <p>Éviter d'espacer les transplants à des distances de plusieurs dizaines de mètres, pour assurer la fertilisation croisée des gamètes et le brassage génétique. (Ex : pour <i>Acropora</i>, la distance recommandée varie entre 0,5 et 2 m) [2]</p> <p>Connectivité entre les populations</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Sélectionner un site connecté aux récifs voisins par les courants, pour une meilleure résilience [8] ➤ Pour ensemer une plus grande zone dégradée avec les futures larves de la pépinière ou de la transplantation, s'assurer que le courant atteigne la zone cible [1] ➤ Favoriser la dispersion des larves en sélectionnant un site montrant une température stable et un faible apport en nutriment car la dispersion pouvant être limitée par l'augmentation de la température de l'eau et l'apport en nutriment [9]

Source : [1] Edwards *et al.*, 2010 ; [2] Johnson *et al.*, 2011 ; [3] (Shafir *et al.*, 2011) ; [4] Williams *et al.*, 2014 ; [5] Ladd *et al.*, 2018 ; [6] Ladd & Shantz 2016 ; Sharp & Delgado 2015 ; [7] Miller & Hay, 1998 ; Ward *et al.*, 2006 ; Johnston & Miller, 2014 ; [8] Green *et al.*, 2007 ; [9] Nunes *et al.*, 2011

Tableau 3.2 Les recommandations d'ordre social et économique assurent un meilleur succès des pépinières in-situ et de la transplantation des coraux

Pépinière in-situ et transplantation	
Considérations sociales	
<p>Engager une gestion raisonnée de la pêche sur les herbivores</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Sensibiliser la population locale au rôle positif des poissons perroquets sur la santé des coraux. [10] ➤ Diminuer l'effort de pêche sur les poissons perroquets, voire l'interdire comme au Belize. [10] ➤ Réduire l'usage des nasses à poissons, les perroquets étant souvent des prises accidentelles. [10] ➤ Diversifier les proies ou visez les espèces invasives comme le poisson-lion (<i>Pterois volitans</i>). [10] 	<p>Gestion du tourisme de masse</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Choisir des sites pour la pépinière in-situ et pour la transplantation, suffisamment loin du centre touristique. ➤ Organiser la présence d'un guide encadrant les plongeurs et les éduquer sur les risques pour les coraux. [11] ➤ Éviter les zones montrant des niveaux élevés d'ammonium, nitrates et orthophosphates. ➤ Offrir un écotourisme d'accès grand-public et le conscientiser aux menaces pesant sur le récif.
<p>Diminuez les risques de vol et vandalisme</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Améliorer l'acceptation du projet en favorisant participation de la population locale. ➤ Créer un sentiment de fierté au sein de la population locale grâce à la « prise en main » du destin du récif. [1] ➤ Créer emplois/bénévolat et diversifier l'offre de services auprès des touristes. [1] 	<p>Gestion de la bureaucratie</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Obtenir les permis nécessaires auprès des autorités (coraux listés). ➤ Dès de la phase de démarrage du projet, planifier et bien expliquer les contraintes de temps liées à l'obtention des permis. [1] ➤ Maintenir les relations de coopération avec les autorités, bien en amont du projet. [1]

Source : [1] Edwards *et al.*, 2010 ; [10] Mumby *et al.*, 2014 ; [11] Sorice *et al.*, 2007

Tableau 3.2 (suite) Les recommandations d'ordre social et économique assurent un meilleur succès des pépinières in-situ et de la transplantation des coraux

Pépinière in-situ et transplantation	
Considérations économiques	
<p>Optimiser la transplantation des coraux de la pépinière sur le récif et de la fixation des fragments collectés à la structure de la pépinière, activités responsables de 76 % des coûts en :</p> <p>Optimisant la gestion de la main-d'œuvre</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Assurer une formation adéquate du personnel. ➤ Favoriser la participation de bénévoles et opérateurs touristiques locaux en échange de visites de pépinières et sites de transplantation à leurs clients. ➤ Envisager de développer pour les touristes ou étudiants un système de stages payants visant l'acquisition de techniques de jardinage corallien. 	<p>Optimisant la gestion des coûts de plongée et bateau</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Trouver des commanditaires parmi les clubs de plongée locaux (disponibilité en nature de bouteilles, bateau, capitaine). ➤ Faire un compromis entre la durabilité économique et la pertinence écologique, lors du choix des sites au regard de la distance au centre touristique. <p>Optimisant la gestion des risques</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Construire une pépinière in-situ solide.

Source : [1] Edwards *et al.*, 2010 ; [10] Mumby *et al.*, 2014 ; [11] Sorice *et al.*, 2007

Tableau 3.3 Les recommandations d'ordre physique, biologique et pratique assurent un meilleur succès de l'élevage des coraux en pépinière ex-situ

Pépinière ex-situ	
Considérations physiques	
<p>Qualité de l'eau</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Filtrer l'eau de mer utilisée pour les bassins et la changer régulièrement (1 fois /jour). ➤ Contrôler le temps de fertilisation : mélanger doucement pour oxygéner et ne dépasser pas une heure, la division cellulaire épuisant l'oxygène. [1] ➤ Éliminer les spermatozoïdes surnuméraires après la fertilisation, leur dégradation amoindrissant la qualité de l'eau. [1] <p>Température</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Maintenir l'eau des bassins à une température similaire à celle de l'eau de mer ambiante (à 1°C près). [12] 	<p>La luminosité</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Fournir immédiatement de la lumière aux planulas des coraux « couveurs » pour assurer la photosynthèse (zooxanthelles présentes dès la ponte). [1] ➤ Placer les bassins de culture dans une salle à température contrôlée et une lumière artificielle reproduisant une luminosité similaire à celle du site de la colonie-donneuse, la température étant difficile à contrôler avec la lumière naturelle. ➤ Favoriser les lampes LED et LEP, plus économiques ; elles augmentent la durabilité d'une pépinière ex situ. [12]

Source : [1] Edwards *et al.*, 2010 ; [12] Rocha *et al.*, 2013 ; [13] Kaufman, 2006

Tableau 3.3 (suite) Les recommandations d'ordre physique, biologique et pratique assurent un meilleur succès de l'élevage des coraux en pépinière ex-situ

Pépinière ex-situ	
Considérations biologiques	Considérations pratiques
<p>Minimiser la mortalité</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Évaluer le taux de succès de la fertilisation : si <60 %, considérer abandonner cette récolte. Les œufs non fertilisés en se détériorant diminueront la qualité de l'eau, et tueront les embryons normaux. [1] ➤ Éliminer la quantité importante de lipides et de mucus libérée par les larves des coraux « couveurs », celle-ci pouvant devenir une source d'énergie pour des bactéries indésirables. ➤ Manipuler précautionneusement les embryons, ceux-ci étant sujets aux clivages. <p>Augmenter les chances de fertilisation et favoriser la diversité génétique</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Laisser le mélange de gamètes entre 15 et 30 minutes. [1] ➤ Mélanger les gamètes de plusieurs colonies (>3). [1] ➤ Éliminer les spermatozoïdes surnuméraires après la fertilisation, afin d'éviter la polyspermie. [1] <p>Favoriser la métamorphose des larves grâce aux indices environnementaux</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Assurer la présence de CCA sur les substrats artificiels : placer ceux-ci en mer pendant plus de 2 mois. [13] ➤ Choisir des substrats artificiels rugueux, présentant monts et crevasses. <p>Fournir une ambiance sonore d'un récif où les espèces visées prospèrent.</p>	<p>Densité de plantation</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Viser une densité optimale selon la température et la qualité de l'eau, la fréquence des changements d'eau et la surface du bassin. 300 propagules/litre et 40 propagules/cm² de surface d'eau permet une survie élevée des larves. [1]

Source : [1] Edwards *et al.*, 2010 ; [12] Rocha *et al.*, 2013 ; [13] Kaufman, 2006

Tableau 3.4 Les recommandations d'ordre social et économique assurent un meilleur succès des pépinières ex-situ

Pépinière ex-situ	
Considérations sociales	
<p>Diminuez les risques de vol et vandalisme</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Améliorer l'acceptation du projet en favorisant participation de la population locale. ➤ Créer un sentiment de fierté au sein de la population locale grâce à la « prise en main » du destin du récif. [1] ➤ Créer emplois/bénévolat et diversifier l'offre de services auprès des touristes (visites terrestres des pépinières). 	<p>Gestion du tourisme de masse</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Offrir un écotourisme d'accès grand-public et le conscientiser aux menaces pesant sur le récif. ➤ Prévenir la pollution des bassins et le développement de maladies : contrôler la qualité de l'eau par un personnel qualifié. [1] <p>Gestion de la bureaucratie</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Obtenir les permis nécessaires auprès des autorités (coraux listés, construction). ➤ Dès de la phase de démarrage du projet, planifier et bien expliquer les contraintes de temps liées à l'obtention des permis. ➤ Maintenir les relations de coopération avec les autorités, bien en amont du projet. [1]
Considérations économiques	
<p>Optimisant la gestion de la main-d'œuvre</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Assurer une formation adéquate et employer du personnel qualifié. ➤ Favoriser la participation de bénévoles et opérateurs touristiques locaux en échange de visites de pépinières et sites de transplantation à leurs clients. ➤ Envisager de développer pour les touristes ou étudiants un système de stages payants visant l'acquisition de techniques de jardinage corallien. 	

Source : [1] Edwards *et al.*, 2010

Chapitre 4

Bilan du jardinage corallien, recherches actuelles et perspectives

En 2016, dans plus de 20 pays caribéens, on recensait plus de 150 programmes de jardinage coralliens par reproduction asexuée. Ce jardinage a ciblé presque exclusivement les espèces *Acropora*, qui historiquement dominaient les récifs caribéens. Ce choix est justifié tant par leur croissance rapide que pour leur rôle essentiel dans le maintien de la structure tridimensionnelle du récif (voir Chapitre 1). Néanmoins, les connaissances acquises quant aux résultats du jardinage ont été jusque récemment peu documentées, ni publiées (Young *et al.*, 2012).

Ainsi, dans ce quatrième chapitre, dans un premier temps je dresserai un bilan des expériences de jardinage corallien dans les Caraïbes : je me baserai sur l'étude de Young *et al.* (2012) et la compléterai par des études plus récentes. Je considérerai successivement les phases de croissance en pépinières in-situ et ex-situ, puis la phase de transplantation. Finalement, le jardinage corallien étant une pratique encore récente, je soulignerai les recherches en cours et identifierai les lacunes en matière de connaissance auxquelles sont confrontés les chercheurs, gestionnaires et praticiens du jardinage corallien.

4.1 Bilan du jardinage corallien

Les techniques de jardinage se sont diversifiées au cours de ces vingt dernières années, et différents types de pépinières ont vu le jour. Après les avoir exposées, je comparerai leurs avantages. Puis, ferai un bilan de la croissance en pépinière in-situ, ex-situ et de la transplantation. Enfin, je dégagerai les bénéfices du jardinage corallien et les obstacles identifiés et les différentes avenues à explorer pour y remédier.

4.1.1 Bilan de la phase de croissance en pépinière in-situ : développement de différentes pépinières

Afin de tenir compte des différents paramètres favorisant la croissance des coraux, 2 types de pépinières se sont développées, où on cultive les espèces de coraux de formes variées (les espèces ramifiées, massives et encroûtantes) : les pépinières fixes et les pépinières flottantes.

Les pépinières fixes consistent en blocs ou tuiles de ciment attachés au fond marin, en structure de métal, en Reef Balls, ou encore d'arbres de Noël ancrés au fond marin, en métal, plastique ou tubes

de PVC, d'où on suspend des fils liant les coraux. Ces arbres de Noël sont utilisés dans 42 % des projets dans les Caraïbes (Johnson *et al.*, 2011 ; Young *et al.*, 2012) (figure 4.1).

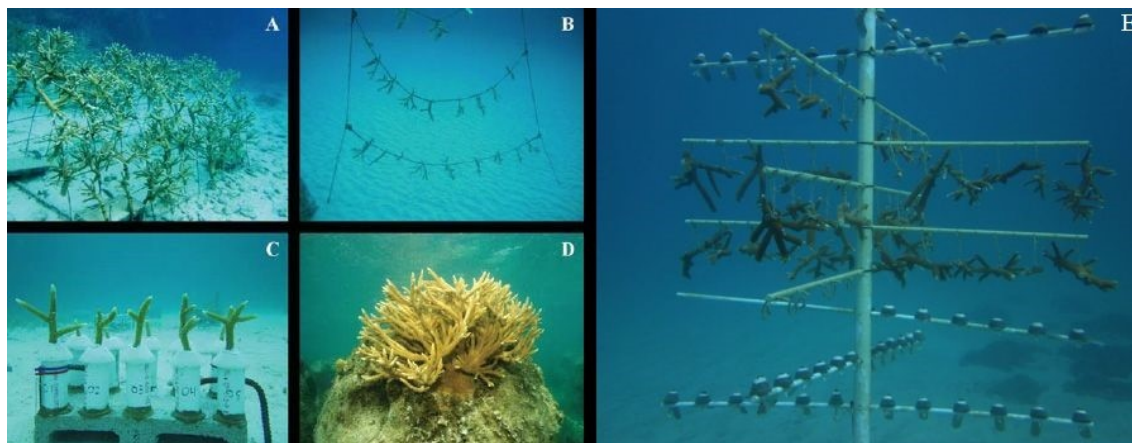


Figure 4.1 Divers types de structures artificielles sont utilisées dans les pépinières in-situ. A) structure en métal, B) cordage, C) bloc de ciment, D) Reef Balls, E) Arbre de Noël

Source : A) B) C) et D) Young *et al.*, 2012 ; E) Lirman & Schopmeyer, 2016.

Les pépinières flottantes sont installées en mer dans un site protégé, éloigné du récif naturel, des impacts des corallivores, de l'interférence des plongeurs et des activités humaines (figure 4.2).



Figure 4.2 Les pépinières flottantes sont installées en mer dans un site protégé et exhibent de nombreux bénéfices. Cette pépinière, en Israël, est capable de supporter l'élevage de 10,000 fragments de coraux par an.

Source: Edwards *et al.*, 2010. (Photo : S. Shafir).

4.1.2 Bilan de la phase de croissance en pépinière in-situ : comparaison des différentes pépinières développées

Les pépinières flottantes présentent de nombreux bénéfices:

- ❖ Grâce aux vagues, l'oscillation de la structure améliore les approvisionnements en nourriture et en oxygène et diminue l'accumulation des débris et des particules de sédiments sur les colonies de coraux, les pépinières étant au-dessus du substrat (Edwards *et al.*, 2010).
- ❖ Elles offrent la possibilité de moduler la profondeur, permettant l'adaptation à chaque espèce, aux tempêtes et l'acclimatation des coraux aux conditions du site de transplantation (Shafir & Rinkevich, 2008).
- ❖ Elles attirent les larves du zooplancton d'espèces commensales, augmentant ainsi la biodiversité (Shafir & Rinkevich, 2010).
- ❖ Elles induisent une reproduction sexuée précoce des coraux d'élevage. La pépinière devient alors une « plaque tournante de dispersion larvaire » et peut être utilisée pour améliorer le recrutement naturel (Amar & Rinkevich, 2007).

Ainsi, grâce à des conditions optimales, les pépinières flottantes situées à des profondeurs intermédiaires (env. 20 m) ont montré le plus grand succès à ce jour. En effet, les fragments de nombreuses espèces de coraux sont devenus de grandes colonies en seulement 1 à 1,5 ans montrant de faibles mortalités et des taux de croissance accrus (Levi *et al.*, 2010 ; Shaish *et al.*, 2010).

Néanmoins, les pépinières fixes en zones peu profondes (env. 2 m) sont davantage utilisées pour leur facilité de gestion. En effet, celles-ci offrent de nombreux bénéfices tels qu'un coût moins élevé, une protection contre les tempêtes, une facilité d'accès pour la construction et l'entretien. Bien que ces pépinières soient davantage exposées à la prédation, aux interférences humaines, au blanchissement et à la sédimentation, elles peuvent néanmoins suffisamment prospérer pour que les coûts inférieurs justifient une mortalité plus élevée des coraux (Edwards *et al.*, 2010).

Le tableau 4.2 de l'annexe 2 résume les bénéfices de ces 2 types de pépinières.

4.1.3 Bilan de la phase de croissance en pépinière in-situ : résultats de la croissance

Durant la première année de croissance en pépinière, les fragments de coraux montrent une survie élevée > 70 % pour la moyenne des projets caribéens et des augmentations de la biomasse de 60 % à 219 % (Young *et al.*, 2012). Cependant, ce taux de réussite est très spécifique au site. En effet, les tempêtes et les anomalies de température représentent les principales causes de mortalité des fragments de coraux, tout comme la prédation et la mauvaise qualité de l'eau peuvent également être des facteurs de mortalité (Schopmeyer *et al.*, 2011). Ainsi à Puerto Rico et en République dominicaine, propagée sur des armatures métalliques, *A. cervicornis* a montré un taux de survie de 65 % – 95 %, au cours de la première année. À Guanaja au Honduras, une pépinière établie selon les mêmes méthodes, a subi une mortalité de 100 % au cours de la première année en raison d'une mauvaise qualité de l'eau (Young *et al.*, 2012).

En Floride, la croissance des colonies témoins (non sectionnés) d'*A. cervicornis* élevés en pépinière in-situ a excédé celle des colonies sauvages évaluée en 1966 par Shinn ($15,5 \pm 3,9$ cm/an contre 10,9 cm/an). De plus, la croissance d'un fragment de branche issu d'une colonie donneuse a excédé celle d'une branche non fragmentée de cette même colonie (13,8 cm/an contre 13,5 cm/an), ce qui démontre le succès de l'élevage en pépinière (Lirman *et al.*, 2010).

Par ailleurs, une comparaison des différentes pépinières fixes a permis d'établir un classement de leurs performances en termes de survie : l'arbre de Noël à une profondeur moyenne (8-12 m) montre les meilleurs résultats sur les espèces *Acropora* en termes de survie (86 % - 95 %), de croissance (jusqu'à 21 cm/an) et une réduction de la prédation. La structure de métal occupe la deuxième place, montrant un taux de survie (63 % - 95 %) (Young *et al.*, 2012).

4.1.4 Bilan de la phase de croissance en pépinière ex-situ : résultats de la reproduction sexuée

Encore récente, la reproduction sexuée se développe depuis 2008 pour compléter la restauration des récifs. Dans la région indopacifique (au Japon et aux Philippines), l'élevage ex-situ de larves de coraux et la transplantation sur le récif est un succès : nombreuses colonies de trois espèces d'*Acroporidae* ont survécu > 6 mois (Omori *et al.*, 2008 ; Nakamura *et al.*, 2011 ; Villanueva *et al.*, 2012). Dans les Caraïbes, cette méthode est encore peu inusitée car le succès de celle-ci a été plus long à se manifester : bien que Petersen *et al.* (2008) aient réussi à élever en pépinière ex-situ des larves d'*A. palmata* en 2008, peu ont été transplantées et ont survécu sur le long terme (Miller,

2014 ; Szmant & Miller, 2006). Néanmoins, à Curaçao, des chercheurs sont maintenant capables de produire des larves d'*A. palmata* issues de gamètes récoltés sur le terrain. La fertilisation artificielle a obtenu un taux de succès de 80 %, donnant naissance à 10 000 larves, 3 jours après la ponte (Chamberland *et al.*, 2015). Les colonies issues de ces larves ont été élevées avec succès pendant > 2 ans en pépinière ex-situ et ont pondu seulement 4 ans après la transplantation sur le récif, en même temps que les colonies sauvages. (Chamberland *et al.*, 2015 ; Chamberland *et al.*, 2016). Ce succès justifie l'usage du jardinage corallien comme support au rétablissement naturel des populations coralliennes menacées (Lirman & Schopmeyer, 2016).

Par ailleurs, jusqu'alors évitée du fait de leur croissance lente, l'usage d'espèces de coraux massifs et encroûtant se développe, par reproduction sexuée et fragmentation. Ainsi, la Floride, le Belize et la République Dominicaine cultivent désormais *Orbicella*, *Dendrogyra*, et *Pseudodiploria* (Lirman & Schopmeyer, 2016).

4.1.5 Bilan de la phase de transplantation : comparaison entre les différentes méthodes d'attachement des transplants

Diverses méthodes de fixation des transplants ont été développées : les transplants peuvent être fixés sur des structures préfabriquées telles que les Reefball, les rondelles de ciment et les rosettes de béton ou fixés directement sur le substrat récifal par le biais de ciment, d'époxy, de câble en plastique, de fil métallique, de clous, de boulons ou encore directement calés dans les crevasses du récif (figure 4.3).



Figure 4.3 Différentes méthodes permettent d'attacher les transplants sur le substrat du récif. A) les transplants d'*A. cervicornis* sont attachés par une combinaison de plusieurs méthodes : le clou, l'époxy et le câble plastique. B) les transplants sont attachés au ReefBall, C) *A. cervicornis* sont attachés à la structure en rosette.

Source : Photo : A) et B) Lirman ; C) M. Johnson ; Lirman *et al.*, 2014 ; www.reefball.org; www.ecoreefs.com.

Selon les gestionnaires et praticiens, utilisés dans > 70 % des cas dans les Caraïbes, la fixation du transplant via le ciment et l'époxy constituent la méthode la plus efficace, suivie du câble de plastique ou de métal ; puis du clou et du calage direct. La ligne / corde est la méthode la moins efficace (Young *et al.*, 2012). Néanmoins, l'utilisation des câbles en plastique est à favoriser car il est bon marché et rapide (Johnson *et al.*, 2011).

4.1.6 Bilan de la phase de transplantation : résultats de la survie et de la croissance des transplants

Le jardinage corallien étant relativement récent dans les Caraïbes, les données sur la survie à long terme des transplants sont encore rares. Toutefois, de nombreux succès sont rapportés. En date de 2016, à Puerto Rico, les transplants d'*A. cervicornis* déployés en 2003 survivaient et croissaient, en République dominicaine les transplants d'*A. cervicornis* ont survécu > 7 ans, au Belize les transplants d'*A. palmata* et d'*A. cervicornis* ont survécu > 6 ans, au Mexique, les transplants d'*A. palmata* survivaient et croissaient depuis 5 ans et en Floride, les transplants d'*A. cervicornis* ont survécu > 5 ans où les colonies se sont considérablement développées, fragmentées et ont créé de nouvelles colonies. De plus, les praticiens ont observé la ponte d'*A. cervicornis* dans les pépinières et des transplants sur le récif en Floride, en République Dominicaine et au Belize. Ce point est extrêmement positif pour le rétablissement des espèces, du récif et la pérennité des projets de jardinage corallien (Lirman & Schopmeyer, 2016). Ainsi, le succès du jardinage corallien a permis d'atteindre des échelles écologiquement significatives grâce à des projets où plus de 10 000

colonies sont cultivées dans des pépinières et réimplantées sur des récifs dégradés, chaque année (Lirman & Schopmeyer, 2016).

Néanmoins, la méta-analyse de Young *et al.*, (2012) souligne la forte variabilité du succès de la transplantation dans les Caraïbes. Au cours de la première année suivant la transplantation, la survie des transplants varie de 43 % à 95 %, et plus de 50 % de cette mortalité résulte du délogement du transplant et des impacts des tempêtes. Dans certains cas, après 5 ans, le taux de mortalité augmentait souvent à 80 % – 100 % (Bruckner *et al.*, 2009, Garrison & Ward, 2012). Cependant, l'amélioration de la stabilisation des transplants, particulièrement via les câbles ou l'époxy, a augmenté significativement la survie de coraux transplantés (Young *et al.*, 2012). Une fois transplantés, les coraux de pépinière montrent désormais un taux de survie similaire à celui des colonies sauvages et répondent aux mêmes facteurs environnementaux (Young *et al.*, 2012).

Par ailleurs, la biomasse des *Acropora* transplantés augmente jusqu'à 250 % et la plupart des transplants commencent à recouvrir de tissus vivants les substrats d'attachement, dans les 3 mois suivant la transplantation (Williams & Miller, 2010). Le tableau 4.3 en annexe 3 illustre les résultats des différents projets caribéens de jardinage coralliens, en 2012 (Young *et al.*, 2012).

4.1.7 Les bénéfices du jardinage corallien

De nombreux bénéfices ont été associés au jardinage corallien dans les Caraïbes :

- ❖ Le développement rapide d'habitats favorables aux poissons et invertébrés, grâce aux nouveaux fourrés *Acropora*, sur les récifs appauvris qui naturellement auraient pris des décennies à se former (Nemeth *et al.*, 2016).
- ❖ La création de stocks génétiques et génotypiques, qui peut améliorer la diversité et contribuer au rétablissement de colonies éradiquées par des perturbations ponctuels (Schopmeyer *et al.*, 2012).
- ❖ L'amélioration de la connectivité des populations adultes en créant de nouvelles populations reproductrices dans les zones où la distance entre les colonies survivantes est importante ; améliorant ainsi la probabilité d'une reproduction sexuelle réussie (Lirman & Schopmeyer, 2016).
- ❖ Une source durable de coraux pour la recherche expérimentale (Chamberland *et al.*, 2015).

- ❖ Le développement de science participative pour les citoyens agissant aux côtés des praticiens dans le processus de restauration (ex : le programme « rescue a reef », www.rescueareef.com).
- ❖ Les services économiques : emplois (reconversion des pêcheurs en jardiniers coralliens) et développement touristique (offre par les centres de plongée du cours PADI "Coral secourisme") (Lirman & Schopmeyer, 2016).
- ❖ La sensibilisation du public et des pêcheurs reconvertis (1 jardinier corallien maintient environ 12,5 lbs de poissons perroquets par jour sur les récifs locaux, favorisant le rétablissement de ces récifs (Galvan, 2016).

Selon la méta-analyse de Young *et al.* (2012), les gestionnaires, chercheurs et praticiens des jardins coralliens considèrent l'éducation comme le principal bénéfice, suivi par le développement d'habitats piscicoles, puis l'expansion des populations coralliennes, l'augmentation de la diversité génétique et l'amélioration de la structure tridimensionnelle du récif. Les bénéfices de cet outil sur le développement de l'expérience touristique et les opportunités d'emploi sont considérés les moins tangibles.

4.1.8 Les obstacles au jardinage corallien : identification des inquiétudes et obstacles

De nombreux éléments font obstacle au succès du jardinage corallien. Comme dans tout projet, une bonne gestion du risque doit être mise en place. Il est donc important d'identifier ces risques, de les anticiper et d'y pallier au mieux. De même, une régulière évaluation des résultats est nécessaire et une phase de clôture détaillée doit être établie, dès l'élaboration du projet.

Selon la méta-analyse de Young *et al.* (2012), pour les gestionnaires, chercheurs et praticiens, le coût financier important représente l'inquiétude la plus forte, suivi par l'empreinte écologique de cette pratique de restauration. À l'opposé, la manipulation du milieu naturel constitue l'inquiétude la moins forte.

Enfin, le « manque de financement » est un obstacle éprouvé par 58 % des praticiens du jardinage d'*Acropora*, au cours de leurs projets. La continuité du projet, le manque de suivi des projets ainsi que les formalités administratives et les contraintes de temps sont également courants (pour respectivement 33 %, 33 %, 32 % et 32 % des praticiens). L'accessibilité aux sites et le vol de matériel représentent les obstacles les moins fréquemment éprouvés.

4.1.9 Palier aux obstacles

Le coût relativement faible et les connaissances initiales limitées nécessaires pour établir des pépinières de coraux a entraîné un nombre important de nouvelles pépinières. Toutefois, la perte de ressources et le manque de continuité dans le projet ont donné lieu à des pépinières « orphelines » où les coraux continuent de croître, mais ne sont pas entretenus ou jamais transplantés (Lirman & Schopmeyer, 2016). Dans ces cas, la pépinière in-situ s'effondre, entraînant la mort de coraux menacés ou en voie de disparition. Ces pépinières délaissées favorisent les perceptions négatives sur la restauration des récifs. Il est donc crucial d'assurer une forte appropriation de ces projets de jardinage par des intérêts locaux, liés à la communauté. Les succès de jardinage les plus probants à long terme sont le fruit de partenariats entre les institutions académiques, les ONG, les organismes gouvernementaux, les entreprises privées et les bénévoles de la communauté locale (Johnson *et al.*, 2011). Ces partenariats permettent la co-gestion des pépinières, semblables à la cogestion réussie des ressources halieutiques locales (Cinner *et al.*, 2012). Ils permettent également que le jardinage soit directement lié aux autres outils de restauration du récif, tels que les aires marines protégées et la gestion côtière.

Une bonne planification et une phase de clôture appropriée du projet est donc nécessaire pour éviter la prolifération des pépinières « orphelines ». Les scénarios justifiant l'interruption du projet et les étapes nécessaires pour mettre fin au projet de restauration de manière responsable doivent être explicitées. Au minimum, tous les coraux de pépinière doivent être transplantés sur un habitat propice du récif et les matériaux de pépinière doivent être retirés du site pour ne pas endommager les ressources des récifs avoisinants. Ceci permettra d'atténuer les perceptions négatives dans la communauté locale et permettra la ré-initiation de futurs projets de jardinage, dans les cas où les conditions financières, physiques, biologiques ou sociales s'amélioreraient (Lirman & Schopmeyer, 2016).

4.2 Recherches actuelles et futures

Le jardinage corallien étant encore récent, de nombreux progrès sont encore à réaliser et de nombreuses inquiétudes sur cette restauration active n'ont actuellement pas encore de réponses se basant sur les données scientifiques disponibles. Ainsi, des inquiétudes sont soulevées, et certaines font l'objet de recherches actuelles mais de nombreux axes de recherche sont encore à développer.

4.2.1 Les inquiétudes soulevées

L'introduction d'agents pathogènes des coraux de pépinière au coraux sauvages constitue une inquiétude majeure (Lirman & Schopmeyer, 2016). Les données disponibles sont limitées pour évaluer ce risque. Cependant, les rapports actuels indiquent que la prévalence et les impacts des maladies sur les populations d'*A. palmata* en pépinière et transplantées sont semblables aux populations sauvages (Miller *et al.*, 2014). Ainsi il semblerait que ce sont des déclencheurs environnementaux, et non les méthodes de jardinage, qui seraient responsables des maladies. Par ailleurs, les praticiens pratiquent souvent la quarantaine quand cela s'avère nécessaire et en Floride, seulement les coraux visuellement exempts de maladie et en bonne santé (coloration normale) sont transplantés sur les récifs sauvages selon les conditions de permis (Lirman & Schopmeyer, 2016). L'utilisation croissante de pépinières de coraux ex-situ soulève également le souci de la transmission potentielle de maladies du laboratoire au récif (Chamberland *et al.*, 2015). Aux USA, les praticiens des pépinières ex-situ doivent certifier leurs coraux par un vétérinaire qualifié avant la transplantation.

L'inquiétude concernant la perte de fitness des populations sauvages via la réduction de variation génétique par l'introduction de transplants (voir chapitre 2) ne semble pas justifiée. En Floride, on retrouve une diversité génétique élevée dans les stocks de pépinières et les populations sauvages et les populations locales peuvent donc bénéficier de l'ajout de nouveaux individus (Drury *et al.*, 2016). L'échantillonnage génétique dans les pépinières pourrait être utilisé pour identifier et cibler les zones nécessitant une restauration active. Les zones montrant peu de diversité génétique seraient bonifiées par les coraux de pépinière. Ceci augmenterait la résilience aux impacts locaux et climatiques, la probabilité d'une fécondation réussie, la création de récifs sources de larves connectés aux autres récifs et aux récifs isolés montrant une faible probabilité de recrutement sexuel (Lirman & Schopmeyer, 2016).

4.2.2 Recherches actuelles

En Floride, en 2014 et 2015, les colonies sauvages et les transplants ont subi un blanchissement et une mortalité, plus ou moins sévère selon leur génotype et la localisation sur le récif (Lirman & Schopmeyer, 2016). Cette mortalité représente un sérieux revers, compromettant les efforts de la restauration corallienne. Pour répondre à ce problème, des recherches se développent pour identifier

les combinaisons Génotype-Environnement à favoriser ou éviter pour développer la résilience des coraux aux changements climatiques (Rinkevich, 2014).

La recherche sur la fusion de microfragments de coraux juvéniles de génotype identique (env. 1 cm²) se développe dans le but d'augmenter rapidement les tailles des coraux de pépinières avant leur transplantation sur le récif. Après 4 mois, la surface des microfragments d'*O. faveolata* a augmenté de 329 % (Forsman *et al.*, 2015). En incrustant des coraux bi-dimensionnels sur des surfaces artificielles tridimensionnelles ou directement sur le substrat récifal, la fusion de microfragments permettrait d'accélérer le rétablissement des fonctions du récif (telle que la production d'habitats fauniques). Les travaux se concentrent jusqu'à présent sur la fusion de microfragments de même génotype. Du fait de la croissance rapide des microfragments, des bioessais pourraient ainsi être réalisés à court terme (en plusieurs semaines au lieu d'années) : l'implantation de microfragments sur des sites variés du récif et leur suivi en termes de survie et de croissance permettrait de sélectionner les génotypes spécifiques d'espèces de coraux adaptés aux conditions environnementales de chaque site. Par ailleurs, cette technique est particulièrement intéressante pour les espèces à croissance lente telles qu'*Orbicella faveolata* et *M. cavernosa* et permettrait de réduire la durée de l'élevage en pépinière et les coûts associés (Forsman *et al.*, 2015).

Des recherches sur le développement de biofilms bactériens sont également en cours afin d'accroître le succès du recrutement des larves sur les substrats artificiels et naturels (Chamberland *et al.*, 2015). Comme pour de nombreux invertébrés marins, l'établissement des larves des coraux est induit par des biofilms bactériens naturels, mais jusque récemment, les indices chimiques n'avaient pas été identifiés. Sneed *et al.*, en 2014, ont réussi à isoler le composé actif, le tétrabromopyrrole (TBP), issu de la souche bactérienne *Pseudoalteromonas* sp PS5 responsable de l'établissement du corail caribéen *Porites astreoides*. TBP a également induit l'établissement des espèces caribéennes *Orbicella franksi* et *A. palmata* et pourrait être responsable de l'établissement de nombreuses espèces caribéennes. L'utilisation de ce composé sur les substrats artificiels dans les pépinières pourraient accroître le taux d'établissement des larves et augmenter le succès de la reproduction sexuée (Sneed *et al.*, 2014).

4.2.3 Recherches à développer

Le jardinage corallien n'en est qu'à ses débuts. De nombreuses interrogations demeurent quant aux méthodes permettant de favoriser les processus de rétroaction écologique positive sur les coraux tel

que l'herbivorie et la facilitation par la densité et l'assemblage d'espèces. De même, nombre de questions restent en suspens quant aux méthodes inhibant les processus de rétroaction écologique négative tel que la prédation par les corallivores, la compétition et les maladies. Le tableau 4.1 souligne les lacunes en termes de connaissances biologiques, physiques et pratiques et les besoins de recherche qu'il s'avère important d'adresser, afin d'optimiser le jardinage corallien et son impact sur tout l'écosystème récifal (Ladd *et al.*, 2018). Bien que cet essai se consacre principalement aux aspects biologiques et physiques du jardinage corallien, on peut noter le manque de connaissances relatives aux impacts sociaux de cette pratique. Développer des programmes de recherche en sciences sociales s'avèrent ainsi également nécessaires.

Tableau 4.1 Lacunes dans les connaissances relatives aux processus écologiques. Nombreuses questions de recherche en lien avec les objectifs de restauration restent en suspens. Leurs réponses permettront d'améliorer le succès du jardinage corallien.

<i>Processus écologique</i>	<i>Objectifs de restauration</i>	<i>Questions de recherche à développer</i>
Herbivorie	<i>Réduire l'abondance des algues</i> <i>Réduire les interactions corail –algues</i> <i>Augmenter le taux de croissance des coraux</i> <i>Promouvoir des conditions favorables au recrutement de corail</i>	Comment manipuler la densité des transplants, pour augmenter les taux d'herbivorie en zones restaurées ?
		Comment la densité et les espèces de coraux utilisés pour la restauration influence l'identité (espèces, phase, taille) des herbivores ?
		Les coraux ayant une morphologie occupant une vaste superficie peuvent-ils être utilisés pour augmenter l'intensité des herbivores, en réduisant la zone pâturable ?
		Les herbivores, comme les oursins, peuvent-ils être restaurés dans l'espace contraint du jardin corallien, pour favoriser le rétablissement de ces 2 genres ?
		L'utilisation de structures artificielles peut-elle améliorer le taux d'herbivorie afin de faciliter le succès de coraux restaurés ?
Corallivorie	<i>Réduire l'attraction pour les corallivores</i> <i>Réduire la densité des corallivores</i> <i>Réduire la mortalité partielle ou totale par les corallivores</i> <i>Réduire les effets secondaires négatifs de la corallivorie (transmission de maladies, délogement, etc.)</i>	Comment la densité des coraux transplantés influence-t-elle l'attraction des prédateurs du corail ?
		Comment la densité des coraux existants ou les autres aspects structurels de l'habitat à un site précis agissent sur la prédation des coraux restaurés ?
		Quels sont les principales causes de l'abondance des corallivores ?
		Quels organismes de récif consomment les corallivores ?
		Comment la restauration peut-elle agglomérer les prédateurs des corallivores importants ?
		Quelles espèces ou génotypes de coraux les corallivores préfèrent-ils ?
		Quelles espèces et génotypes de coraux utilisés pour la restauration sont les plus résistants/résilients à la prédation ?
		Comment la restauration peut-elle utiliser une « protection naturelle » contre les corallivores (tel que les demoiselles) ?
		La transplantation de plusieurs espèces de corail peut-elle être utilisée pour réduire l'attraction ou l'accès à des espèces de corail favorites ?

Source : Ladd *et al.*, 2018.
Traduction libre.

Tableau 4.1 (suite) Lacunes dans les connaissances relatives aux processus écologiques.

Maladie	<i>Réduire la transmission et l'étendue des maladies coralliennes</i>	Comment la densité des coraux transplantés influence-t-elle la transmission des maladies ?
		Quelles espèces et génotypes de coraux utilisés pour la restauration sont résistants aux agents pathogènes ?
		Quels compromis écologiques existent entre des traits importants de corail ?
		Les espèces et/ou la diversité génotypique peuvent-elles augmenter la résistance à la maladie ?
Compétition et facilitation	<i>Utiliser les relations de compétition pour développer les communautés coralliennes</i>	Comment la densité des coraux utilisés pour la restauration influence-t-elle les taux de croissance et de survie coralliennes, et la production d'habitat ?
		Des assemblages coralliens spécifiques peuvent-ils promouvoir la croissance, la survie, et la génération d'habitat ?
		Des hiérarchies compétitives existent-elles ? pourraient-elles être utilisées pour intégrer des successions de communautés coralliennes dans la planification de la restauration ?
		Quels concurrents benthiques sont à éviter ?
		Y a-t-il des espèces benthiques qui peuvent faciliter la croissance et la survie de coraux utilisés en restauration ?
Éléments nutritifs dérivés de poissons	<i>Capitaliser sur la rétroaction positive de la livraison localisée des éléments nutritifs par les poissons dans le récif</i>	La densité des coraux restaurés peut-elle être manipulée, afin de promouvoir l'agrégation de poissons pouvant créer des hotspots de nutriments ?
		À quel seuil la densité de plantation promeut le recrutement des coraux et poissons ?
		Les structures artificielles peuvent-elles favoriser l'agrégation de poissons et la création de points-chauds nutritifs, dès le début de la restauration ?
		Quelles espèces de coraux utilisées pour la restauration sont les plus efficaces à regrouper les poissons pouvant créer des points-chauds de nutriments ?

Source : Ladd *et al.*, 2018.

Traduction libre.

En 2014-2015, dans le sud-est de la Floride, la maladie de la peste blanche a causé une mortalité considérable à plus de 13 espèces coralliennes. Un blanchissement de masse suite à une année particulièrement chaude a été le déclencheur de cette maladie, comme après le blanchissement de 2005 (Precht *et al.*, 2016). Ainsi, les espèces coralliennes capables de s'adapter aux stress des températures élevées et aux maladies qui s'en suivent, domineront les communautés récifales dans le futur. En Floride, on observe déjà un changement de dominance vers les espèces *Siderastrea*

siderea et *P. astreoides*, qui n'ont pas été affectées par la peste blanche (Precht *et al.*, 2016). La forte prévalence et la transmissibilité de cette maladie à des communautés coralliennes de faible densité et éloignées des courants prédominants suggère que toute colonie peut être affectée. Ainsi, la gestion locale ne saura compenser les perturbations climatiques. Les efforts de conservation doivent donc se concentrer sur la nécessité de réduire les émissions de CO₂ atmosphériques (Precht *et al.*, 2016). Au regard de ce constat, les recherches les plus urgentes en matière de jardinage corallien semblent donc être l'évitement de la transmission des maladies et le développement de génotypes résistants aux maladies.

Conclusion

À travers le monde, les récifs coralliens sont menacés par la surpêche ou la pêche destructive, le développement des côtes, la pollution côtière et marine, les dommages causés par les bateaux et le réchauffement climatique. Face à ce constat alarmant, les gouvernements et gestionnaires développent des mesures de suivi, de conservation et de médiation. Des programmes de restauration des récifs ont donc vu le jour, dont notamment le jardinage corallien.

Le jardinage corallien a pris de l'ampleur dans les Caraïbes avec plus de 150 projets en 2016. Toutefois, peu d'outils équipent encore les praticiens. Cet essai constitue donc un guide qui accompagnera les gestionnaires dans l'identification des paramètres clés physiques, biologiques, sociaux et économiques à considérer et préconise les meilleures pratiques pour un succès optimal du projet.

Ainsi, lors d'un jardinage par reproduction asexuée in-situ, on veillera à conserver une bonne diversité génétique, sectionner un fragment de taille optimale et prélever < 10 % d'une colonie-mère vigoureuse pour optimiser la phase de collecte. Puis, en saison sèche, on repiquera en densité optimale, les plants multi-espèces sur les meilleurs sites de pépinière et de transplantation. Ceux-ci seront caractérisés par un flux d'eau intermédiaire, une faible sédimentation, éloignés des apports de nutriments, une profondeur similaire à celle de la colonie-mère et > 2 m à marée basse, supportant une forte abondance d'herbivores, de poissons piscivores et de prédateurs de corallivores, éloignés des zones montrant une forte abondance des prédateurs et compétiteurs, mais connectés aux autres populations coralliennes des récifs alentours.

Lors d'un jardinage par reproduction sexuée, on multipliera les chances de succès de la collecte en anticipant les signes environnementaux précurseurs de ponte, en collectant, en temps opportun selon leur durée de vie, des gamètes de colonie-mères issues de sites et habitats variés pour assurer une bonne diversité génétique, éloignées des populations humaines mais à proximité d'autres congénères. Une pépinière ex-situ optimale maintiendra une luminosité et une température constante, une mortalité minimale et une fertilisation accrue grâce à une bonne qualité d'eau et une densité optimale, une bonne diversité génétique et la présence d'indices environnementaux nécessaires à la métamorphose des larves.

Cet essai dresse également un bilan des expériences passées afin d'orienter les gestionnaires vers les techniques les plus fructueuses et de pointer les écueils à éviter. Ainsi, le jardinage corallien présente un bon succès lors des phases de collecte et d'élevage asexué in-situ (70 % de survie, et une croissance supérieure à la croissance naturelle, atteignant 21 cm/an). Les succès de transplantation sont encore très variables en termes de survie selon les sites (de 43 % à 95 %) et la biomasse augmente jusqu'à 250 %). Ainsi, le succès du jardinage corallien a permis d'atteindre des échelles écologiquement significatives avec des projets de > 10 000 colonies réimplantées/an, et pondueuses (Lirman & Schopmeyer, 2016). La reproduction sexuée est encore peu développée mais montre de bons espoirs face au recrutement naturel d'*A. palmata*, présentement quasi-nul (30 % des substrats artificiels (RSU) transplantés supportant > 1 colonie juvénile après 2,5 ans) (Vermeij *et al.*, 2011).

Finalement, il est important de souligner que le jardinage corallien ne peut pas rétablir complètement une espèce ou un écosystème appauvri, particulièrement lorsque l'environnement et les défis climatiques demeurent. De plus, pour être pertinent, le jardinage corallien doit être conjugué aux autres outils de gestion locale telle que la gestion côtière, les pratiques de pêche durables et les aires marines protégées, pour favoriser la résilience des récifs. De nombreux progrès sont encore à réaliser et de nombreuses interrogations demeurent quant aux méthodes favorisant les processus de rétroaction écologique positive ou aux méthodes inhibant les processus de rétroaction écologique négative. Par ailleurs, de nombreuses inquiétudes persistent, comme l'introduction d'agents pathogènes, et la perte de fitness des populations sauvages via la réduction de variation génétique par l'introduction de transplants, et nécessitent l'obtention de plus de données scientifiques. Cet essai fait un état bref des recherches actuelles et souligne les axes de recherche encore à développer. La réponse à ces questions permettra de consolider l'acceptation du jardinage corallien par les autorités gouvernementales et le public, ainsi que de débloquer les fonds nécessaires pour engager une restauration à grande échelle.

Liste des références

Abrego, D., Willis, B.L., & van Oppen, M.J. (2012). Impact of light and temperature on the uptake of algal symbionts by coral juveniles. *PLoS ONE*, vol. 7, p. e50311, doi: 10.1371/journal.pone.0050311.

Almany, G. R. (2004). Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, vol. 141, p. 105–113.

Alvarez-Filip, L., Dulvy, N.K., Gill, J.A., Côté, I.M., & Watkinson, A.R. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural Complexity. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences*, vol. 276, p. 3019–3025.

Alvarez-Filip, L., Dulvy, N.K., Côté, I.M., & Gill, J.A. (2011). Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications*, vol. 21, no. 6, p. 2223–2231.

Alvarez-Filip, L., Carricart-Ganivet, J.P., Horta-Puga, G. & Iglesias-Prieto, R. (2013). Shifts in coral-assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific Reports*, vol. 3, p. 3486.

Amar, K.O., & Rinkevich, B. (2007). A floating mid-water coral nursery as larval dispersion hub: testing an idea. *Marine Biology*, vol. 151, p. 713–718.

Arias-Gonzalez, J.E., Fung, T., Seymour, R.M., Garza-Perez, J.R., Acosta-Gonzalez, G., Bozec Y-M, *et al.* (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE*, vol. 12, no. 4, p. e0174855, doi : 10.1371/journal.pone.0174855.

Aronson, R.B., & Precht, W.F. (2006). Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs*, vol. 25, p. 441–450.

Ayre, D.J., Hughes, T.P. & Standish, R.J. (1997). Genetic differentiation, reproductive mode, and gene flow in the brooding coral *Pocillopora damicornis* along the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 159, p. 175–187.

Barton, J.A., Willis, B.L., & Hutson, K.S. (2017). Coral propagation: a review of techniques for ornamental trade and reef restoration. *Reviews in Aquaculture*, vol. 9, p. 238–256.

Bassim, K.M., Sammarco, P.W., & Snell, T.L. (2002). Effects of temperature on success of (self and non-self). fertilization and embryogenesis in *Diploria strigosa* (Cnidaria, Scleractinia). *Marine Biology*, vol. 140, p. 479–488.

Baums, I.B., Miller, M.W., & Szmant, A.M. (2003). Ecology of a corallivorous gastropod, *Coralliophila abbreviata*, on two scleractinian hosts. I: Population structure of snails and corals. *Marine Biology*, vol. 142, p. 1083–1091.

Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Folke, C., & Nystro, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, vol 429.

Brady, A., Hilton, J., & Vize, P. (2009). Coral spawn timing is a direct response to solar light cycles and is not an entrained circadian response. *Coral Reefs*, vol. 28, p. 677–680.

Bruckner, A.W., & Bruckner R.J. (2006). The recent decline of *Montastraea annularis* (complex) coral populations in western Curaçao: a cause for concern? *Revista de biologia tropical*, vol. 54, no. 3, p. 45-58.

Bruckner, A., Bruckner, R., & Hill, R. (2009). Improving restoration approaches for *Acropora palmata*: lessons from the Fortuna Reefer grounding in Puerto Rico. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, vol. 24, p. 1199–1203.

Bruno, J.F., Petes, L.E., Drew Harvell, C., & Hettinger, A. (2003). Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology Letters*, vol. 6, p. 1056–1061.

Bruno, J.F., Sweatman, H., Precht, W.F., Selig, E.R. & Schutte, V.G.W. (2009). Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology*, vol. 90, no. 6, p. 1478-1484.

Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*. Washington, DC, World resources institute, 124 p.

Burkepile, D.E., & Hay, M.E. (2008). Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proceedings of National Academy of Sciences USA*, vol. 105, p. 16201–16206.

Cesar, H., Burke, L., & Pet-Soede, L. (2003). *The economics of worldwide coral reef degradation*. Cesar environmental economics consulting, 24 p.
https://www.wwf.or.jp/activities/lib/pdf_marine/coral-reef/cesardegradationreport100203.pdf (Page consultée le 17 février 2018).

Chadwick, N.E., & Morrow, K.M. (2011). “Competition among sessile organisms on Coral Reefs,” in *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, eds Z. Dubinsky & N. Stambler (Dordrecht: Springer Netherlands), p. 347–371.

Chamberland, V.F., Vermeij, M.J.A., Brittsan, M., Carl, M., Schick, M., Snowden, S., Schrier, A., & Petersen, D. (2015). Restoration of critically endangered elkhorn coral (*Acropora palmata*) populations using larvae reared from wild-caught gametes. *Global Ecology and Conservation*, vol. 4, p. 526–537.

Chamberland, V.F., Petersen, D., Latijnhouwers, K.R.W., Snowden, S., Mueller, B., & Vermeij, M.J.A. (2016). Four-year-old Caribbean *Acropora* colonies reared from field-collected gametes are sexually mature. *Bulletin of Marine Science*, vol. 92, no 2, doi: 10.5343/bms.2015.1074.

Cinner, J.E., McClanahan, T.R., Daw, T.M., Graham, N.A.J., Maina, J., Wilson, S.K., & Hughes, T.P. (2009). Linking social and ecological systems to sustain coral reef fisheries. *Current Biology*, vol. 19, p. 206–212.

Cinner, J.E. *et al.* (2012). Comanagement of coral reef social-ecological systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, no. 14, p. 5219–5222.

Coffroth, M.A., Santos, S.R., & Goulet, T.L. (2001). Early ontogenetic expression of specificity in a cnidarian-algal symbiosis. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 222, p. 85–96.

Connell, J.H. (1973). Population ecology of reef-building corals. In: Jones, O.A. *et al.* (eds) *Biology and geology of corals reefs*. Academic Press, New York, p. 205–245.

Connell, J.H. (1997). Disturbance and recovery of coral assemblages. *Coral Reefs*, vol. 16, p. 101–113.

Cooper, T.F., Gilmour, J.P. & Fabricius, K.E. (2009). Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programs. *Coral Reefs*, vol. 28, p. 589–606.

Courchamp, F., Clutton-Brock, T., & Grenfell, B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, p. 405–410.

Cristofoli, S. & Mahy, G. (2010). Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, vol. 14, no. 1, p. 15.

Done, T.J., Ogden, J.C., Wiebe, W.J. & Biodiversity and ecosystem function of coral reefs. In Heywood, V.H., *Global biodiversity assessment* (p. 393–429). Cambridge, Cambridge University Press for United Nations Environment Programme.

Donner, S.D., Skirving, W.J., Little, C.M., Oppenheimer, M., & Hoegh-guldberg, O. (2005). Global assessment of coral bleaching and required rates of adaptation under climate change. *Global Change Biology*, vol. 11, p. 2251–2265.

Drury, C., Dale, K.E., Panlilio, J.M., Miller, S.V., Lirman, D., Larson, E.A., Bartels, E., Crawford, D.L., & Oleksiak, M.F. (2016). Genomic variation among populations of threatened coral: *Acropora cervicornis*. *BMC Genomics*, vol. 17, no. 1, p. 1–14, doi:10.1186/s12864-016-2583-8.

Duerden, J.E. (1902). Aggregated colonies in madreporarian corals. *American Naturalist*, vol. 36, p. 461–472.

Eakin, C.M., Morgan, J.A., Heron, S.F., Smith, T.B., Liu, G., *et al.* (2010). Caribbean Corals in Crisis: Record Thermal Stress, Bleaching, and Mortality in 2005. *PLoS ONE*, vol. 5, no. 11, p. e13969, doi:10.1371/journal.pone.0013969.

Eakin, C.M. *et al.* (2016). Global coral bleaching 2014–2017. *Reef Currents*, vol. 31, no. 1.

Edwards, A.J., Guest, J., Shafir, S., Fisk, D., Gomez, E., Rinkevich, B., Heyward, A., Omori, M., Iwao, K. & Dizon, R. (2010). *Reef Rehabilitation Manual*. St Lucia, Australia. Edwards, A.J. (ed.), 166 p.

Epstein, N., Bak, R.P.M., & Rinkevich, B. (2001). Strategies for gardening denuded coral reef areas: the applicability of using different types of coral material for reef restoration. *Restoration Ecology*, vol. 9, p. 432–442.

Erftemeijer, P.L.A., Riegl, B., Hoeksema, B.W., & Todd, P.A. (2012). Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, p. 1737–1765.

Fadlallah, Y.H. (1983). Sexual reproduction, development and larval biology in scleractinian corals. A review. *Coral Reefs*, vol. 2, p. 129–150.

Forsman, Z.H., Rinkevich, B., & Hunter, C.L. (2006). Investigating fragment size for culturing reef-building corals (*Porites lobata* and *P. compressa*). in ex situ nurseries. *Aquaculture*, vol. 261, p. 89–97.

Forsman, Z.H., Page, C.A., Toonen, R.J., & Vaughan, D. (2015). Growing coral larger and faster: micro-colony-fusion as a strategy for accelerating coral cover. *PeerJ*, vol. 3, no. 1, p. e1313.

Foster, N.L., Baums, I.L., Mumby, P.J. (2007). Sexual vs. asexual reproduction in an ecosystem engineer: the massive coral *Montastrea annularis*. *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, p. 384–391.

Forrester, G.E., Maynard, A., Schofield, S., & Taylor, K. (2012). Evaluating causes of transplant stress in fragments of *Acropora palmata* used for coral reef restoration. *Bulletin of Marine Science*, vol. 88, p. 1099–1113.

Gaines, S.D., Whiteb, C., Carr, M.H., & Palumbid. S.R. (2010). Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, p. 0906473107, doi: 10.1073/pnas.0906473107 (page consultée le 3 mars 2018).

Galvan, V.M. (2016). Pilot program: diversifying fishermen income generation activities to reduce local impacts on Punta Cana's coral reef communities, Dominican Republic, no. 29751. In 13th International Coral Reef Symposium, Honolulu, Hawaii.

Garrison, V.H., & Ward, G. (2012). Transplantation of storm-generated coral fragments to enhance Caribbean coral reefs: a successful method but not a solution. *Revista de Biología Tropical*, vol. 60, p. 59–70.

Gonzalez, A., Lawton, J.H., Gilbert, F.S., Blackburn, T.M., & Evans-Freke, I. (1998). Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science*, vol. 281, p. 2045–2047.

Graham, E.M., Baird, A.H., Connolly, S.R. (2008). Survival dynamics of scleractinian coral larvae and implications for dispersal. *Coral Reefs*, vol. 27, p. 529–539.

Graham, N.A.J., & Nash, K.L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, vol. 32, p. 315-326.

Graham, N.A.J., Jennings, S., MacNeil, M.A., *et al.* (2015). Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. *Nature*, vol. 518, p. 1–17.

Green, A., Lokani, P., Sheppard, S., Almany, J., Keu, S., Aitsi, J., Warku Karvon, J., Hamilton, R. & Lipsett- Moore, G. (2007). *Scientific Design of a Resilient Network of Marine Protected Areas*. Kimbe Bay, West New Britain, Papua New Guinea. TNC Pacific Island Countries Report No. 2/07, 60 p. http://www.reefresilience.org/pdf/Kimbe_Complete_Report.pdf (page consultée 19 mars).

Green, D.H., Edmunds, P.J. & Carpenter, R.C. (2008). Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 359, p. 1-10.

Guest, J.R., Baria, M.V., Gomez, E.D., Heyward, A.J., & Edwards, A.J. (2014). Closing the circle: is it feasible to rehabilitate reefs with sexually propagated corals? *Coral Reefs*, vol. 33, no. 1, p. 45–55.

Guzman, H.M., & Corte's, J. (2007). Reef recovery 20 years after the 1982–1983 El Nino massive mortality. *Marine Biology*, vol. 151, p. 401–411.

Haapkyla, J., Unsworth, R.K.F., Flavell, M., Bourne, D.G., Schaffelke, B., & Willis, B.L. (2011). Seasonal rainfall and runoff promote coral disease on an inshore reef. *PLoS ONE*, vol. 6, p. e16893, doi : 10.1371/journal.pone.0016893.

Harborne, A.R. (2009). First among equals: why some habitats should be considered more important than others during marine reserve planning. *Environmental Conservation*, vol. 36, p. 87-90.

Harrison, P.L., Babcock, R.C., Bull, G.D., Oliver, J.K., Wallace, C.C., & Willis, B.L. (1984). Mass spawning in tropical reef corals. *Science*, vol. 223, p. 1186–1189.

Harrison, P.L., & Wallace, C.C. (1990). Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. In Dubinsky, Z., *Coral Reefs* (p 133-207). Amsterdam, Elsevier.

Harrison, P.L. (2011). Sexual reproduction of scleractinian corals. In Dubinsky, Z., & Stambler, N. (eds), *Coral reefs: an ecosystem in transition* (vol. 3, p. 59-85). Netherlands, Springer.

Heron, S.F., Maynard, J.A., van Hooidonk, R. & Eakin, C.M. (2016). Warming trends and bleaching stress of the World's coral reefs 1985–2012. *Scientific Reports*, vol. 6, article no. 38402, doi: 10.1038/srep38402.

Heyward, A.J. & Negri, A.P. (1999). Natural inducers for coral larval metamorphosis. *Coral Reefs*, vol. 18, p. 273-279.

Heyward, A.J. & Negri, A.P. (2012). Turbulence, cleavage, and the naked embryo: a case for coral clones. *Science*, vol. 335, p. 1064.

Highsmith, R.C. (1982). Reproduction by fragmentation in corals. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 7, p. 207–226.

Hill, J. & Wilkinson, C. (2004). *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. version 1 Australian Institute of Marine Science, 123 p.
<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2004-023.pdf> (page consultée le 2 avril 2018).

Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, vol. 50, no. 8, p. 839-866.

Hoegh-Guldberg, O. *et al.* (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, vol. 318, p. 1737–1742, doi:10.1126/science.1152509.

Holbrook, S.J., & Schmitt, R.J. (2002). Competition for shelter space causes density-dependent predation mortality in damselfishes. *Ecology*, vol. 83, p. 2855–2868.

Hughes, T.P. & Tanner, J.E. (2000). Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. *Ecology*, vol. 81, p. 2250-2263.

Humphrey, C., Weber, M., Lott, C., Cooper, T., & Fabricius, K. (2008). Effects of suspended sediments dissolved inorganic nutrients and salinity on fertilisation and embryo development in the coral *Acropora millepora* (Ehrenberg, 1834). *Coral Reefs*, vol. 27, p. 837–850.

Jackson, J.B.C., Donovan, M.K., Cramer, K.L., & Lam, V.V. (2014). *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*. Gland, Switzerland, Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, 304 p.

Johnson, K.G., Jackson, J.B.C., Budd, A.F. (2008). Caribbean reef development was independent of coral diversity over 28 million years. *Science*, vol. 319, p. 1521-1523.

Johnson, M.E., Lustic, C., Bartels, E., Baums, I.B., Gilliam, D.S., Larson, L., Lirman, D., Miller, M.W., Nedimyer, K., & Schopmeyer, S. (2011). *Caribbean Acropora restoration guide: best Practices for Propagation and Population Enhancement*. Arlington, VA, The Nature Conservancy, 64p. <http://www.reefresilience.org/article-summaries/caribbean-acroporarestoration-guide-best-practices-for-propagation-and-population-enhancement/> (page consultée le 5 novembre 2017).

Johnston, L., & Miller, M.W. (2014). Negative indirect effects of neighbors on imperiled scleractinian corals. *Coral Reefs*, vol. 33, p. 1047–1056.

Jones, R., Ricardo, G.F., Negri, A.P. (2015). Effects of sediments on the reproductive cycle of corals. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 100, p. 13-33.

Kaufman, L.S. (2006). If You Build It, Will They Come? Toward a Concrete Basis for Coral Reef Gardening. In Precht *et al.*, *Coral Reef Restoration Handbook* (p. 119–142). Boca Raton: CRC Press.

Kojis, B.L., & Quinn, N.J., (1981). Aspects of sexual reproduction and larval development in the shallow water hermatypic coral, *Goniastrea australensis* (Edwards and Haime, 1857). *Bulletin of Marine Science*, vol. 31, p. 558–573.

Ladd, M.C., & Shantz, A.A. (2016). Novel enemies – previously unknown predators of the bearded fireworm. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 14, p. 342–43.

Ladd, M.C., Miller, M.W., Hunt, J.H., Sharp, W.C., & Burkepile, D.E. (2018). Harnessing ecological processes to facilitate coral restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, doi: 10.1002/fee.1792. + document de support 1.

Lawrence, D., Dagg, M.J., Liu, H., Cummings, S.R., Ortner, P.B., & Kelble, C. (2004). Wind events and benthic-pelagic coupling in a shallow subtropical bay in Florida. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 266, p. 1–13.

Leal, M.C., Ferrier-Pages, C., Petersen, D., & Osinga, R. (2016). Coral aquaculture: applying scientific knowledge to ex situ Production. *Reviews in Aquaculture*, vol. 8, p. 136–153.

Lesser, M.P., Byhtell, J.C., Gates, R.D., Johnstone, R.W. & Hoegh-Guldberg, O. (2007). Are infectious diseases really killing corals? Alternative interpretations of the experimental and ecological data. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, vol. 346, p. 36–44.

Lessios, H.A. (2015). The Great *Diadema antillarum* Die-Off: 30 Years Later. *Annual Review of Marine Science.*, vol. 8, no. 1, p. 1–17.

Levitan, D.R. (1991). Influence of body size and population density on fertilization success and reproductive output in a free-spawning invertebrate. *Biology Bulletin*, vol. 181, p. 261–68. In Lessios, H.A. (2015). The Great *Diadema antillarum* Die-Off: 30 Years Later. *Annual Review of Marine Science*, vol. 8, no. 1, p. 1–17.

Levitan, D.R., Fukami, H., Jara, J., Kline, D., McGovern, T.M., McGhee, K.E., Swanson, C.A., & Knowlton, N. (2004). Mechanisms of reproductive isolation among sympatric broadcast-spawning corals of the *Montastraea annularis* species complex. *Evolution*, vol. 58, p. 308–323.

Levitan, D.R., Fogarty, N.D., Jara, J., Lotterhos, K.E., & Knowlton, N. (2011). Genetic, spatial, and temporal components of precise spawning synchrony in reef building corals of the *Montastraea annularis* species complex. *Evolution*, vol. 65, no. 5, p. 1254–1270.

Levy, O., Appelbaum, L., Leggat, W., Gothliff, Y., Hayward, D. C., Miller, D. J., & Hoegh-Guldberg, O. (2007). Light-responsive cryptochromes from a simple multicellular animal, the coral *Acropora millepora*. *Science*, vol. 318, p. 467–470.

- Lirman, D. (2000a). Lesion regeneration in the branching coral *Acropora palmata*: effects of colonization, colony size, lesion size, and lesion shape. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 197, p. 209–215.
- Lirman, D. (2000b). Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 251, p. 41–57.
- Lirman, D., Thyberg, T., Herlan, J., Hill, C., Young-Lahiff, C., Schopmeyer, S., Huntington, B., Santos, R., & Drury, C. (2010). Propagation of the threatened staghorn coral *Acropora cervicornis*: methods to minimize the impacts of fragment collection and maximize production. *Coral Reefs*, vol. 29, no. 3, p. 729–735.
- Lirman, D. & Schopmeyer, S. (2016), Ecological solutions to reef degradation: optimizing coral reef restoration in the Caribbean and Western Atlantic. *PeerJ*, vol. 4, p. e2597, doi: 10.7717/peerj.2597.
- Littler, M.M., & Littler, D.S. (1984). Models of tropical reef biogenesis: the contribution of algae. *Progress in phycological research*, vol. 3, p. 323–364.
- Loya, Y., Sakai, K., & Heyward, A. (2009). Reproductive patterns of fungoid corals in Okinawa, Japan. *Galaxea*, vol. 11, p. 119–129.
- Markey, K.L., Baird, A.H., Humphrey, C., & Negri, A.P. (2007). Insecticides and a fungicide affect multiple coral life stages. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 330, p. 127–137.
- Massel, S.R. & Done, T.J. (1993). Effects of cyclone waves on massive coral assemblages on the Great Barrier Reef: meteorology, hydrodynamics and demography. *Coral Reefs*, vol. 12, p. 153–166.
- Mayfield, A.B., Chan, P.-H., Putnam, H.M., Chen, C.-S., & Fan, T.-Y. (2012). The effects of a variable temperature regime on the physiology of the reef-building coral *Seriatopora hystrix*: results from a laboratory-based reciprocal transplant. *Journal of Experimental Biology*, vol. 215, p. 4183–4195.
- McClanahan, T.R., Kamukuru, A.T., Muthiga, N.A., *et al.* (1996). Effect of sea urchin reductions on algae, coral, and fish populations. *Conservation Biology*, vol. 10, p. 136–54.
- Mendes, J.M., & Woodley, J.D. (2002a). Timing of reproduction in *Montastraea annularis*: relationship to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 227, p. 241–251.
- Mendes, J.M., & Woodley, J.D. (2002b). Effect of the 1995–1996 bleaching event on polyp tissue depth, growth, reproduction and skeletal band formation in *Montastraea annularis*. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 235, p. 93–102.
- Miller, K.J., & Ayre, D.J. (2008). Population structure is not a simple function of reproductive mode and larval type: insights from tropical corals. *Journal of Animal Ecology*, vol. 77, p. 713–724.

- Miller, M.W., & Hay, M.E. (1998). Effects of fish predation and seaweed competition on the survival and growth of corals. *Oecologia*, vol. 113, p. 231–38.
- Miller, M.W., Marmet, C., Cameron, C.M., & Williams D.E. (2014). Prevalence, consequences, and mitigation of fireworm predation on endangered staghorn coral., *Marine Ecology Progress Series*, vol. 13, p. 226–27.
- Miller, M.W., Lohr, K.E., Cameron, C.M., Williams, D.E., & Peters, E.C. (2014). Disease dynamics and potential mitigation among restored and wild staghorn coral, *Acropora cervicornis*. *PeerJ*, vol. 2, p. e541, doi:10.7717/peerj.541.
- Mills, M.M., Lipschultz, F., & Sebens, K.P. (2004). Particulate matter ingestion and associated nitrogen uptake by four species of scleractinian corals. *Coral Reefs*, vol. 23, p. 311–323.
- Moberg, F.A., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, vol. 29, p. 215–233.
- Mumby, P., & Steneck, R.S. (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 23, no. 10, p. 555-563.
- Mumby, P.J., Broad, K., Brumbaugh, D.R., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., & Hastings, A. (2008). Coral reef habitats as surrogates of species, ecological functions, and ecosystem services. *Conservation Biology*, vol. 22, p. 941–951.
- Mumby, P. J., et al. (2014). *Towards Reef Resilience and Sustainable Livelihoods: A handbook for Caribbean coral reef managers*. United Kingdom, University of Exeter. 176 p.
- Nakamura, R., Ando, W., Yamamoto, H., Kitano, M., Sato, A., Nakamura, M., Kayanne, H., & Omori, M. (2011). Corals mass-cultured from eggs and transplanted as juveniles to their native, remote coral reef. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 436, p. 161–168.
- Nathan, R., Perry, G., Cronin, J.T., Strand, A.E., & Cain, M.L. (2003). Methods for estimating long-distance dispersal. *Oikos*, vol. 103, p. 261–273.
- Nemeth, M., Griffin, S., Moore, T., & Meehan, S. (2016). The structure of fish assemblages on restored and un-restored coral reef habitats impacted by ship groundings. In *13th International Coral Reef Symposium*, Honolulu, 246 p.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). (2017). *Global Coral Bleaching 2014-2017: Status and Appeal for Observations*. NOAA Satellite and Information Service, National Oceanic and Atmospheric Administration. https://coralreefwatch.noaa.gov/satellite/analyses_guidance/global_coral_bleaching_2014-17_status.php (Page consultée le 27 février 2018).
- Nugues, M.M., & Roberts, C.M. (2003). Partial mortality in massive reef corals as an indicator of sediment stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 46, p. 314– 323.

Nunes, F.L.D., Norris, R.D., & Knowlton, N. (2011). Long Distance Dispersal and Connectivity in Amphi-Atlantic Corals at Regional and Basin Scales. *PLoS ONE*, vol. 6, no. 7, p. e22298. doi: 10.1371/journal.pone.0022298.

Ogden, J.C. (1976). Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. *Aquatic Botany*, vol. 2, p. 103-116.

Okubo, N., Motokawa, T., & Omori, M. (2007). When fragmented coral spawn? Effect of size and timing on survivorship of fragmentation in *Acropora formosa*. *Marine Biology*, vol. 151, p. 353–363.

Omori, M., (2005). Success of mass culture of *Acropora* corals from egg to colony in openwater. *Coral Reefs*, vol. 24, p. 563-563.

Omori, M., Iwao, K., & Tamura, M., (2008). Growth of transplanted *Acropora tenuis* 2 years after egg culture. *Coral Reefs*, vol. 27, no. 1, p. 165.

Osinga, R., Schutter, M., Griffioen, B., Wijffels, R.H., Verreth, J.A., Shafir, S. *et al.* (2011). The biology and economics of coral growth. *Marine Biotechnology*, vol. 13, p. 658–671.

Paddack, M.J., Reynolds, J.D., Aguilar, C., Appeldoorn, R.S., Beets, J., *et al.* (2009). Recent region-wide declines in Caribbean reef fish abundance. *Current Biology*, vol. 19, p. 590–595.

Palumbi, S.R., Barshis, D.J., Traylor-Knowles, N., & Bay, R.A. (2014). Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. *Science*, vol. 344, p. 895–898.

Pandolfi, J.M. & Jackson, J.B.C. (2006). Ecological persistence interrupted in Caribbean coral reefs. *Ecology Letters*, vol. 9, p. 818–826.

Pandolfi, J.M., Connolly, S.R., Marshall, D.J., Cohen, A.L. (2011). Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *Science*, vol. 333, p. 418–422.

Paulay, G. (1997). Diversity and distribution of reef organisms. In Birkeland, C., *Life and Death of Coral Reefs* (p. 298–345). New York, Chapman and Hall.

Pechenik, J.A. (1987). Environmental influences on larval survival and development. In Giese, A.C. & Pearse, J.S., *Reproduction in marine invertebrates* (vol. 9, p 551–608), New York, Academic Press.

Pechenik, J.A. (1990). Delayed metamorphosis by larvae of benthic marine-invertebrates—does it occur? Is there a price to pay? *Ophelia*, vol. 32, p. 63–94.

Penin, L. (2007). *Maintien des populations de coraux Scléractiniaires en milieu insulaire fragmenté (archipel de la Société, Polynésie française) : influence du recrutement et de la mortalité post-fixation*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 210 p.

- Petersen, D., Hatta, M., Laterveer, M., & Bergen, D. (2005). Ex situ transportation of coral larvae for research, conservation, and aquaculture. *Coral Reefs*, vol. 24, p. 510–513.
- Petersen, D., Carl, M., Borneman, E., Brittsan, M., Hagedorn, M., Laterveer, M., & Schick, M. (2008). Noah's Ark for the threatened Elkhorn coral *Acropora palmata*. *Coral Reefs*, vol. 27, no. 3, p. 715.
- Piniak, G. (2002). Effects of symbiotic status, flow speed, and prey type on prey capture by the facultatively symbiotic temperate coral *Oculina arbuscula*. *Marine Biology*, vol. 14, p. 449–455.
- Precht, W., Bruckner, A., Aronson, R., & Bruckner, R. (2002). Endangered acroporid corals of the Caribbean. *Coral reefs*, vol. 21, no. 1, p. 41–42.
- Precht, W.F., Gintert, B.E., Robbart, M.L., Fura, R. & van Woesik, R. (2016) Unprecedented Disease-Related Coral Mortality in Southeastern Florida. *Nature Scientific Reports*, vol. 6, article no. 31374, doi: 10.1038/srep31374.
- Rabearisoa, A., Wamukota, A., Fisher, E., & Jiddawi, N. (2012). Transitions toward comanagement: the process of marine resource management devolution in three east African countries. *Global Environmental Change*, vol. 22, no. 3, p. 651–658.
- Randall, C.J., & Szmant, A.M. (2009). Elevated temperature reduces survivorship and settlement of the larvae of the Caribbean scleractinian coral, *Favia fragum*. *Coral Reefs*, vol. 28, p. 537–545.
- Raimondi, P.T. & Morse, A.N.C. (2000). The consequences of complex larval behavior in a coral. *Ecology*, vol. 81, p. 3193–3211.
- Ricardo, G.F., Jones, R.J., Negri, A.P., & Stocker, R. (2016). That sinking feeling: Suspended sediments can prevent the ascent of coral egg bundles. *Scientific Reports*, vol 6, article no. 21567, doi: 10.1038/srep21567.
- Richmond, R.H., (1988). Competency and dispersal potential of planula larvae of a spawning versus a brooding coral. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, Australia*, vol. 2, p. 827–831.
- Rinkevich, B. (1995). Restoration strategies for coral reefs damaged by recreational activities: the use of sexual and asexual recruits. *Restoration Ecology*, vol. 3, p. 241–251.
- Rinkevich, B. (2014). Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 7, p. 28–36.
- Rocha, J., Peixe, L., Gomes, N.C.M., & Calado, R., (2011). Cnidarians as a source of new marine bioactive compounds – an overview of the last decade and future steps for bioprospecting. *Marine Drugs*, vol. 9, p. 1860–1886.

Rogers, C.S., Suchanek, T.H. & Pecora, F.A. (1982). Effects of hurricanes David and Frederic (1979). on shallow *Acropora palmata* reef communities: St-Croix, United States Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science*, vol. 32, p. 532–548.

Rogers, A., Blanchard, J.L., & Mumby, P.J. (2014). Vulnerability of Coral Reef Fisheries to a Loss of Structural Complexity. *Current Biology*, vol. 24, p. 1000–1005.

Rotjan, R., & Lewis, S. (2008). Impact of coral predators on tropical reefs. *Marine Ecology*, vol. 367, p. 73–91.

Rouphael, A.B & Inglis, G.J. (2001). « Take only photographs and leave footprints » An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological conservation*, vol. 100, no. 3, p. 281-287.

RR (Reef Resilience) (2016). Ecological Restauration. In *Reef Resilience*. <http://www.reefresilience.org/coral-reefs/management-strategies/ecological-restoration/> (Page consultée le 12 février 2018).

Rumrill, S.S. (1990). Natural mortality of marine invertebrate larvae. *Ophelia*, vol. 32, p. 163–198.

Sammarco, P.W., (1982). Effects of grazing by *Diadema antillarum Philippi* (Echinodermata: Echinoidea). on algal diversity and community structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 65, p. 83–105.

Sandin, S.A., & McNamara, D.E. (2012). Spatial dynamics of benthic competition on coral reefs. *Oecologia*, vol. 168, p. 1079–1090.

Schopmeyer, S., Lirman, D., Bartels, E., Byrne, J., Gilliam, D., Hunt, J., Johnson, M., Larson, E., Maxwell, K., Nedimyer, K., & Walter, C. (2011). In-situ coral nurseries serve as vital repository for genetic material: implications for coral reef restoration after an extreme cold-water event in the Florida Reef Tract. *Restoration Ecology*, vol. 20, no. 6, p. 696-703, doi :10.1111/j.1526-100X.2011.00836.x.

Schopmeyer, S.A., Lirman, D., Bartels, E., Byrne, J., Gilliam, D.S., Hunt, J., Johnson, M.E., Larson, E.A., Maxwell, K., Nedimyer, *et al.* (2012). In situ coral nurseries serve as genetic repositories for coral reef restoration after an extreme cold-water event. *Restoration Ecology*, vol. 20, no. 6, p. 696–703.

Schopmeyer, S.A., & Lirman, D. (2015). Occupation dynamics and impacts of damselfish territoriality on recovering populations of the threatened staghorn coral, *Acropora cervicornis*. *PLoS ONE*, vol. 10, p. e1041302, doi: 10.1371/journal.pone.0141302 (page consultée le 14 avril 2018).

Schutter, M., Kranenbarg, S., Wijffels, R.H., Verreth, J., & Osinga, R. (2011). Modification of light utilization for skeletal growth by water flow in the scleractinian coral *Galaxea fascicularis*. *Marine Biology*, vol. 158, p. 769–777.

- Sebens, K., Helmuth, B., Carrington, E., & Agius, B. (2003). Effect of water flow on growth rate and energetics of the scleractinian coral *Agaricia tenuifolia* in Belize. *Coral Reefs*, vol. 22, p. 35–47.
- Serrano, X.M., Baums, I.B., Smith, T.B., Jones, R.J., Shearer, T.L., & Baker, A.C. (2016). Long distance dispersal and vertical gene flow in the Caribbean brooding coral *Porites astreoides*. *Scientific Reports*, vol. 6, article no. 21619, doi: 10.1038/srep21619.
- Shafir, S., van Rijn, J. & Rinkevich, B. (2006). A midwater coral nursery. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*, p. 1674-1679.
<http://www.reefbase.org/download/download.aspx?type=1&docid=12> (page consultée le 27 mars 2018).
- Shafir, S., & Rinkevich, B. (2008). The underwater silviculture approach for reef restoration: an emergent aquaculture theme. In Schwartz, S.H., *Aquaculture research trends* (p 279–295). New York, Nova Science Publishers.
- Shafir, S., & Rinkevich, B. (2010). Integrated long term mid-water coral nurseries: a management instrument evolving into a floating ecosystem. *Mauritius Research Journal*, vol. 16, p. 365-379.
- Shaish, L., Levi, G., Katzir, G., & Rinkevich, B. (2010). Coral reef restoration (Bolinao, the Philippines) in the face of frequent natural catastrophes. *Restoration Ecology*, vol. 18, p. 285-299.
- Sharp, W.C., & Delgado, G.A. (2015). Predator–prey interactions between the corallivorous snail *Coralliophila abbreviata* and the carnivorous deltoid rock snail *Thais deltoidea*. *Biological Bulletin*, vol. 229, p. 129–133.
- Shearer, T.L., Porto, I. & Zubillaga, A.L. (2009). Restoration of coral populations in light of genetic diversity estimates. *Coral Reefs*, vol. 28, p. 727-733.
- Sheppard, C., Dixon, D.J., Gourlay, M., Sheppard, A., & Payet, R. (2005). Coral mortality increases wave energy reaching shores protected by reef flats: Examples from the Seychelles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 64, p. 223–234.
- Smith, L.W., Barshis, D., & Birkeland, C. (2007). Phenotypic plasticity for skeletal growth, density and calcification of *Porites lobata* in response to habitat type. *Coral Reefs*, vol. 26, p. 559–567.
- Sneed, J.M., Sharp, K.H., Ritchie, K.B., & Paul, V.J. (2014). The chemical cue tetrabromopyrrole from a biofilm bacterium induces settlement of multiple Caribbean corals. *Proceedings of the Royal Society*, vol. 281, p. 20133086.
- Sorice, M.G., Chi-Ok, O., & Ditton, R.B. (2007). Managing Scuba Divers to Meet Ecological Goals for Coral Reef Conservation. *Ambio*, vol. 36, no. 4, p. 316-322.
- Steele, M.A. (1999). Effects of shelter and predation on reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 233, 65–79.

Steneck, R.S. (2013). Sea Urchins as Drivers of Shallow Benthic Marine Community Structure. In Steneck, R.S., *Sea Urchins: Biology and Ecology, Developments in Aquaculture and Fisheries Science* (vol. 38, p 195-210), Orono, University of Maine Press.

Steneck, R.S., Paris, C.B., Arnold, S.N., Ablan-Lagman, M.C., Alcala, A.C., Butler, M.J., McCook, L.J., Russ, G.R., & Sale, P.F. (2009). Thinking and managing outside the box: coalescing connectivity networks to build region-wide resilience in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, vol. 28, no. 2, p. 367-378, doi: 10.1007/s00338-009-0470-3.

Strathmann, R. (1985). Feeding and nonfeeding larval development and life-history evolution in marine invertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 16, p. 339-361.

Strathmann, R.R., Hughes, T.R., Kuris, A.M., Lindeman, K.C., Morgan, S.G., Pandolfi, J.M., & Warner, R.R. (2002). Evolution of local recruitment and its consequences for marine populations. *Bulletin of Marine Science*, vol. 70, p. 377-396.

Szmant, A.M. (1986). Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, vol. 5, p. 43-53.

Szmant-Froelich, A., Reutter, M., & Riggs, L. (1985). Sexual reproduction of *Favia fragum* (Esper): lunar patterns of gametogenesis, embryogenesis and planulation in Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, vol. 37, no. 3, p. 880-892.

Titlyanov, E.A., Titlyanova, T.V., Yamazato, K., & Van Woesik, R. (2001). Photoacclimation dynamics of the coral *Stylophora pistillata* to low and extremely low light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 263, p. 211-225.

United Nations (2016). More than 5 per cent of world's oceans now protected with more commitments underway. In UN environment wing, *Sustainable development goals.*—<http://www.un.org/sustainabledevelopment/blog/2016/12/more-than-5-per-cent-of-worlds-oceans-now-protected-with-more-commitments-underway-un-environment-wing> (Page consultée le 1 mars 2018).

Van Oppen, M.J.H., Oliver, J.K., Putnam, H.M., & Gates, R.D. (2015). Building coral reef resilience through assisted evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, no. 8, p. 2307-2313.

Van Woesik, R., Lacharmoise, F., & Koksai, S. (2006). Annual cycles of solar insolation predict spawning times of Caribbean corals. *Ecology Letters*, vol. 9, p. 390-398.

Van Woesik, R. (2009). Calm before the spawn: global coral spawning patterns are explained by regional wind fields. *Proceedings of the Royal Society*, vol. 277, p. 715-722.

Vega Thurber, R.L., Burkepile, D.E., Fuchs, C., Shantz, A.A., McMinds, R., & Zaneveld, J.R. (2014). Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Global Change Biology*, vol. 20, p. 544-554.

- Vermeij, M.J.A., Fogarty, N.D., & Miller, M.W. (2006). Pelagic conditions affect larval behaviour, survival, and settlement patterns in the Caribbean coral *Montastrea faveolata*. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 310, p. 119–128.
- Vermeij, M.J.A., & Sandin, S.A. (2008). Density-dependent settlement and mortality structure: The earliest life phases of a coral population. *Ecology*, vol. 89, no. 7, p. 1994–2004.
- Vermeij, M.J.A., Marhaver, K.L., Huijbers, C.M., Nagelkerken, I., & Simpson, S.D. (2010). Coral Larvae Move toward Reef Sounds. *PLoS ONE*, vol. 5, no. 5, p. e10660, doi: 10.1371/journal.pone.0010660.
- Vermeij, M., DeBey, H., Grimsditch, G., *et al.* (2015). Negative effects of gardening damselfish *Stegastes planifrons* on coral health depend on predator abundance. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 528, p. 289–96.
- Veron, J.E.N., Hoegh-Guldberg, O., Lenton, T.M., Lough, J.M., Obura, D.O., Pearce-Kelly, P., Sheppard, C.R.C., Spalding, M., Stafford-Smith, M.G., Rogers, A. (2009). Viewpoint: The coral reef crisis: The critical importance of <350ppm CO₂. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 58, no. 10, p. 1428-1436.
- Villanueva, R.D., Baria, M.V.B., & dela Cruz, D.W. (2012). Growth and survivorship of juvenile corals outplanted to degraded reef areas in Bolinao-Anda Reef complex, Philippines. *Marine Biology Research*, vol. 8, no. 9, p. 877–884.
- Vollmer, S.V. & Palumbi, S.R. (2007). *Journal of Heredity*, vol. 98, no. 1, p 40–50.
- Voss, J.D., & Richardson, L.L. (2006). Nutrient enrichment enhances black band disease progression in corals. *Coral Reefs*, vol. 25, p. 569–576.
- Ward, J.R., Rypien, K.L., Bruno, J.F. *et al.* (2006). Coral diversity and disease in Mexico. *Diseases of Aquatic Organisms*, 69, 23–31.
- Wilkinson, C. (2008). *Status of coral reefs of the world: 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, p 296.
- Wallace, C.C. (1985). Seasonal peaks and annual fluctuations in recruitment of juvenile scleractinian corals. *Marine Ecology Progress Series* 21: 289-298.
- Williams, D.E., Miller, M.W. (2005). Coral disease outbreak: pattern, prevalence and transmission in *Acropora cervicornis*. *Mar Ecol-Prog Ser* 301: 119–128.
- Williams, D.E., Miller, M.W. (2010). Stabilization of fragments to enhance asexual recruitment in *Acropora palmata*, a threatened Caribbean coral. *Rest Ecol.* 18(S2):446–451.
- Williams, D.E, Miller, M.W., Bright, A.J., Cameron, C.M. (2014). Removal of corallivorous snails as a proactive tool for the conservation of acroporid corals. *PeerJ* 2: e680.

Willis, B.L., Babcock, R.C., Harrison, P.L., Oliver, J.K., Wallace, C.C. (1985). Patterns in the mass spawning of corals on the Great Barrier Reef from 1981 to 1984. In: Proceedings of the 5th international coral reef congress, vol 4, Tahiti, 1985, pp 343–348.

Wolf, A.T., Nugues, M.M. (2013). Synergistic effects of algal overgrowth and corallivory on Caribbean reef-building corals. *Ecology* 94: 1667–1674.

Yachi, S. & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment, the insurance hypothesis. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 96, 1493–1506.

Young, C.N., Schopmeyer, S.A., Lirman, D. (2012). A review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the caribbean and western atlantic. Bulletin of marine science. 88(4):1075–1098.

Zakai, D. & Chadwick-Furman, N.E. (2002). Impact of intensive recreation diving on reef coral at Eilat, northern Red sea. Biol Conserv. 105, 179-187.

Zaneveld, J.R., Burkepile, D.E., Shantz, A.A., *et al.* (2016). Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to disrupt coral reefs down to microbial scales. *Nat Commun* 7: 11833.

Annexe 1

Impacts de la turbidité et de la sédimentation sur les coraux

Tableau 3.5 Impacts de la turbidité et de la sédimentation au niveau de la colonie et de la population corallienne ainsi que de la communauté récifale.

Bioindicateurs	Stress	Processus	Réponse	Sources
Au niveau de la colonie				
Croissance corallienne	Limitation de lumière par la turbidité	Photosynthèse par le symbionte est réduite	La croissance du corail diminue.	Lough & Barnes, 1992
Contenu lipidique	Turbidité	Photosynthèse diminue	Le contenu lipidique dans les tissus de l'hôte diminue.	Anthony & Fabricius, 2000
Production de mucus	Sédimentation	Energie allouée à la production du mucus pour se libérer des sédiments	Croissance et reproduction diminuent.	Stafford-Smith & Ormond, 1992 ; Jones <i>et al.</i> , 2015 ;
Au niveau de la population				
Mortalité partielle	Ruissellement	Bioérosion interne des tissus vivants	Mortalité partielle plus forte à proximité de l'embouchure d'une rivière	Risk <i>et al.</i> , 1995 ; Nugues & Roberts, 2003
Mortalité	Sédimentation et turbidité sévères et de longue durée	Photosynthèse diminue. Abrasion	Mortalité des petites colonies et des jeunes recrues, des espèces sensibles.	Erftemeijer <i>et al.</i> , 2012
Reproduction sexuée	Turbidité cause modification de la luminosité	Asynchronie de ponte. (Ponte anticipée si coraux dans l'obscurité pendant le jour ou si photopériode réduite).	Reproduction sexuée et brassage génétique diminuent.	(Harrison <i>et al.</i> , 1984 ; Brady <i>et al.</i> , 2009).

Source : Cooper *et al.*, 2009 ; Nugues & Roberts, 2003 ; Erftemeijer *et al.*, 2012 ; Jones *et al.*, 2015.

Traduction libre.

Tableau 3.5 (suite) Impacts de la turbidité et de la sédimentation au niveau de la colonie et de la population corallienne ainsi que de la communauté récifale.

Au niveau de la population (Suite)				
Reproduction sexuée	Turbidité	Sédiments en suspension s'agglomèrent à l'amas de gamètes et ralentissent son ascension, voir l'inhibent	Fertilisation réduite (les spermatozoïdes perdant rapidement leur capacité après la ponte (ex : 2 h pour <i>M. annularis</i>)).	Kojis & Quinn, 1981
Reproduction sexuée	Sédimentation	Dépôt de sédiments bloque le largage de l'amas de gamètes	Fertilisation réduite. (La rencontre des gamètes diminue de 10 % et 50 % pour [35 mg/L] et [87 mg/L] de sédiments dans un récif profond de 15m ; de 10 % pour [106 mg/L] pour un récif profond de 5m.	Jones <i>et al.</i> , 2015 ; Ricardo <i>et al.</i> , 2016.
Au niveau de la communauté				
Survie et recrutement des larves	Sédimentation	Masquage des indices de recrutement sur le substrat.	Survie et recrutement des larves diminuent à forte et basse concentrations [100 mg/L] et [50 mg/L]	Gilmour, 1999 ; Cooper <i>et al.</i> , 2009 ;
Richesse spécifique	Sédimentation	Mortalité des espèces sensibles <i>(A. palmata)</i>	Richesse des scléactinaires baisse de 50%	Fabricius <i>et al.</i> , 2005
Assemblages de la communauté	Sédimentation et turbidité sévères et de longue durée	Mortalité des scléactinaires	Changement dans l'assemblage des communautés, passant à une dominance d'éponge et d'algues	Erftemeijer <i>et al.</i> , 2012

Source : Cooper *et al.*, 2009 ; Nugues & Roberts, 2003 ; Erftemeijer *et al.*, 2012 ; Jones *et al.*, 2015.

Traduction libre.

Annexe 2

Comparaison des bénéfices qu'offrent les différents types de pépinières

Tableau 4.2 Comparaison des bénéfices qu’offrent les différents types de pépinières face aux variables biotiques et abiotiques.

BOX 4: COMPARISON OF NURSERY TYPES			
There are multiple parameters to consider when choosing a nursery design. Below is a comparison of three types of nurseries.			
Comparison of Nursery Types	Line	Block	Frame
Use of vertical space	Better	None	None
Predation	Lower Rates	Higher Rates	Higher Rates
Water flow and circulation	Better	Reduced	Reduced
Can be raised or lowered in the water column to respond to weather events	Yes	No	No
Can be relocated prior to storms	Yes	Yes (but more difficult)	Yes (but more difficult)
Cheap and easy to set up (all materials are readily available)	Yes	Yes	Yes
Maintenance	Low	High	High
Growth rates	Higher	Lower	Lower
Hazard to marine life	Higher Potential	Low Potential	Low Potential
Suitable for shallow areas	No	Yes	Yes
Can be deployed in sand or rubble	Yes	Yes	Yes
Long-lasting	No	Yes	Yes
Ease of anchoring	Yes	Yes	Yes
Provides immediate habitat for fish and invertebrates	No	Yes	Yes
Macroalgae accumulation	No	Yes	Yes

Source : Johnson *et al.*, (2011) p16.

Annexe 3

Résultats des différents projets caribéens de jardinage coralliens

Tableau 4.3 Résultats des différents projets caribéens de jardinage coralliens, en 2012

Table 1. *Acropora* propagation and restoration activities throughout the Caribbean and western Atlantic. Reef Balls are used extensively as artificial reef substrate for coral propagation but are not listed individually in this Table (see www.reefball.org). Methods key: B = Bolts/Nails, BR = BioRock, CB = Concrete blocks, CBL = Cable ties, EC = Epoxy or cement, F = Frame nursery (Wire mesh or PVC), FR = Floating rack, FS = Fragment stabilization, L = Line nursery, O = Outplant, S= Attached to skeleton, SR = Sexual recruit, T = Transplants, TR = Tree nursery, W = Wire, WD = Wedging. AC = *Acropora cervicornis*, AP = *Acropora palmata*, APR = *Acropora prolifera*.

Country	Location	Species	Methods	Highlights	Contact (reference/link)
Belize	Multiple locations	AC, AP	CB, F, L	Used three different propagation methods; main concerns were bleaching, predation, and storms.	L Carne/A Bowden-Kerby (www.coralsforrestoration.com)
British Virgin Islands	Guana Island	AP	EC, CBL, S, T	Securing fragments to the substrate increases growth and survivorship regardless of attachment method. Clearing macroalgae promotes long-term growth. Transplant shock caused by white syndrome and damselfish observed. No long-term effect after 3 months.	G Forrester (Forrester et al. 2011, 2012)
Colombia	Bird Island	AC, AP	L	Surveys indicate <i>Acropora palmata</i> populations in the Rosary Islands have experienced 99% mortality, nurseries contain 15 distinct genotypes of AC and AP; main concern is muddy freshwater discharge from Canal del Dique during rainy season.	M Herrera (www.savefvc.com)
Curaçao	Sea Aquarium	AC, AP	SR	Collected spawn during mass spawning events and cultured larvae, outplanted freshly settled recruits and cultured sexual recruits in nursery, established ex situ population in public aquaria around the world, established a cryobank for frozen coral material.	D Petersen (www.SECORE.org)
Dominican Republic	Boca Chica	AP	CBL, CP, T, W	200 elkhorn colonies stabilized on reef after hurricane, 95% survival over first year, 50% of colonies sheathing over the substrate, spawning observed 3 yrs after transplantation; main concerns included hurricanes and predation by snails and worms.	B Bezy (University of Costa Rica, pers comm)
Dominican Republic	Punta Cana	AC	F, L, O	Biomass increase 8–10× yr ⁻¹ , 300 fragments outplanted, mortality on frames and ropes low (<5%), main concerns were predators, cyanobacteria, wave action/breakage, and bleaching.	A Bowden-Kerby (http://www.counterpart.org/our-work/projects/coral-gardens-in-dr)
Dominican Republic	Sosua	AC	F, L	High initial survivorship (90%), rapid branch growth, high mortality (75%) due to frame collapse; main concerns were predators, poor water quality, and algae.	A Bowden-Kerby (http://www.counterpart.org/our-work/projects/coral-gardens-in-dr)
Guadalupe	Grand Cul-de-Sac Marin	AC, AP	L	100% survivorship for elkhorn and 95% survivorship for staghorn after 102 d, mean weight increase of 219% for staghorn and 65% for elkhorn, staghorn had better growth when suspended in open water while elkhorn had better growth when attached to the bottom.	C Bouchon (http://www.nova.edu/ncr/11icrs/abstract_files/icrs2008-001662.pdf)
Honduras	Roatan—multiple sites	AC	F, L	9% survival on trays, 32% survival on frames, 41% survival on ropes after 11 mo; main concerns were predation from four-eye butterfly fish, disease, and algal overgrowth.	A Bowden-Kerby (www.counterpart.org/our-work/projects/coral-gardens-in-honduras)
Honduras	Guanaja—multiple sites	AC	F, L	Rapid growth and low mortality after 1 yr, platform failure resulted in high mortality; main concerns were hurricanes, poor water quality, low circulation,	A Bowden-Kerby (www.counterpart.org/our-work/projects/)

Source : Young *et al.*, (2012), p1081-1083.

Tableau 4.3 (suite) Résultats des différents projets caribéens de jardinage coralliens, en 2012

Table 1. Continued.

Country	Location	Species	Methods	Highlights	Contact (reference/link)
Honduras	Utila—multiple sites	AC	F, L, O, WD	70% survival on trays and 72% survival on frames after 11 mo, 217 fragments were plugged into reef rock with 53% survival/attachment and doubling in size within 1 year, diseases increases as corals grew bigger (frequent trimming recommended to avoid over-maturation); main concerns were predation, wave action/breakage and algae, vandalism and loss of materials resulted in coral losses.	A Bowden-Kerby (www.counterpart.org/our-work/projects/coral-gardens-in-honduras)
Jamaica	Discovery Bay—multiple sites	AC	F, L	82% survival after 39 wks and 68% survival after 62 wks; 159% increase in biomass, higher survival on ropes than on frames; main concerns were hurricanes, predation, damselfish, and algae.	A Bowden-Kerby (http://www.artificialreefs.org/ScientificReports/A.cervicornisrestorationPresentedat-CoastalZone2005.pdf)
Jamaica	Discovery Bay	AC	BR	High growth rates and dense branching, corals readily attached to substrate, juvenile coral recruitment found on 3-yr-old structures, reduced algal growth on structures compared to nearby natural reefs; concerns include storm and boat damage, predation.	T Goreau (http://globalcoral.org/reef_restoration_using_seawater.htm)
Jamaica	Montego Bay	AC	F	Nurseries established using A frames, growth and survivorship higher on frames placed on sand patches due to protection from predators, higher algal overgrowth on small-mesh frames, securing frames with cinderblocks created damselfish habitat.	A Bowden-Kerby (http://www.artificialreefs.org/ScientificReports/A.cervicornisrestorationPresentedat-CoastalZone2005.pdf)
Jamaica	Montego Bay	AC	L	97.5% survivorship and 10× fragment growth over 10 mo, slower growth and less branching at deeper site, ropes limited fouling and damselfish colonization, hydroid damage and damage to lines by fish traps were observed.	A Ross (http://www.nova.edu/ncr/11icrs/abstract_files/icrs2008-000990.pdf)
Jamaica	Oracabessa Bay	AC, AP	L, O, W	1000 corals on ropes, ropes can be moved before storms; main concern is algal overgrowth, 200 corals outplanted.	A Ross (Johnson et al. 2011)
Mexico	Veracruz	AP	EC, F, O	Corals kept on PVC racks attached to reef, 90% survivorship after 2 mo and 80% after 8 mo, growth of up to 6 m in 8 mo, initial cement mix and applicator not successful, 3600 fragments outplanted; main concern was spacing, fragments placed too close together experienced high predation.	G Nava (Johnson et al. 2011)
Mexico	Cancún—Isla Mujeres	AC, AP	CB	>900 fragments in in situ and ex situ nurseries, tested whether feeding (<i>Artemia</i>) accelerates growth, >30% mortality at reef crest due to poor water quality; algal overgrowth was main concern.	JG Cano, JC Huitrón Baca (Johnson et al. 2011)
Puerto Rico	Culebra—Bahía Tarja	AC	CB, EC	>90% survivorship of fragments cemented to reef after 9 mo, growth of 60% for staghorn and 66% for elkhorn after 10 mo; mortality due to predation by damselfish was main concern.	E Hernández-Delgado (Hernandez-Delgado et al. 2001)
Puerto Rico	Culebra—Tamarindo	AC	B, F, O	83%–93% survivorship, up to 17% mortality of during first month due to sediments and water quality.	E Hernández-Delgado (Hernandez-Delgado 2004)

Source : Young *et al.*, (2012), p1081-1083.

Tableau 4.3 (suite) Résultats des différents projets caribéens de jardinage coralliens, en 2012

Table 1. Continued.

Country	Location	Species	Methods	Highlights	Contact (reference/link)
Puerto Rico	Culebra—Punta Soldado	AC	B, F, O	99% survivorship at nursery after 4 mo, 98% survivorship of outplanted corals after 8 mo.	E Hernández-Delgado (Hernández-Delgado 2004)
Puerto Rico	La Parguera—Multiple Sites	AC, AP	CB, F, L	30%–74% survival of 3–5 cm fragments, 74%–87% survival of 8–12 cm fragments, and 70%–97% survival of 15–22 cm fragments placed on rubble after 6–7 mo, 100% mortality of fragments placed on sand; one site completely buried by Hurricane Hortense; main concern was storms.	A Bowden-Kerby (Bowden-Kerby 2001)
Puerto Rico	Rincón	AP	SR	Established ex situ population in public aquaria around the world, established a cryobank for frozen coral material, viable gametes distributed in three genome repositories, outplanted freshly settled recruits; main concerns were sedimentation, storms, waves, and intervention/removal by tourists.	I Baums (Baums et al. 2005, www.SECORE.org)
Puerto Rico	Mona Island—Fortuna Reefer Grounding	AP	B, CBL, FS, W	1857 coral fragments stabilized on reef damaged by Fortuna Reefer, 57% mortality during first 2 yr and 80% after 6 yr, <10% fragments alive after 10 yr; main concerns were wave surge, wire abrasion, fragment removal, overgrowth by clonid sponges, disease, and predation by corallivorous snails.	A Bruckner (http://www.nova.edu/ncri/11icrs/abstract_files/icrs2008-000750.pdf)
Puerto Rico	Bahía de Tallaboa—Margara Grounding	AC	EC, CBL, FR, O	Floating Underwater Coral Apparatus (FUCA) frames used for propagation at site, >1500 coral at nursery, >900 fragments reattached at grounding site, vigorous fragment growth and branching, 10% survivorship of outplanted corals, good circulation and fish for cleaning ropes are desirable.	S Griffin, T Moore (Johnson et al. 2011)
Turks and Caicos	Grand Turk—multiple sites	AC, AP	BR	Increased growth over attachment wires, 30%–40% coral mortality due to hurricane, limited hurricane damage to structures due to low drag of open structures.	L Wells (Wells et al. 2010)
USVI	St. John—Whistling Cay	AP	CBL, T	55% survivorship after 1 yr, 80% mortality after 5 yr, fragment dislodgement main cause of mortality.	V Garrison (Garrison and Ward 2008)
USVI	St. John—multiple sites	AC, AP	CBL, S, T	12 yr study of transplanted storm-generated fragments to dead AP skeletons, 9% fragment survivorship, higher survival of AP than AC, 56% mortality due to dislodgement, fragment mortality rates similar to reference/wild colonies, survival dependent on fragment size.	V Garrison (Garrison and Ward 2012)
USVI	St. Thomas and St. Croix—multiple locations	AC, AP	CB, FR, TR	Trade off between water quality and growth rates, nursery site selection is key for nursery success, regular maintenance required to prevent fouling/predation and to document stress effects, storm damage and algal/hydroid overgrowth major concerns.	K Amon-Lewis (www.nature.org)
United States	Florida Keys—connected grounding	AP	EC, FS	370 fragments attached to cement reef crowns, good survivorship and growth over bases after 3 yr, mortality due to disease and corallivorous snails, main concern was breakage due to hurricanes.	J Schittone (http://sanctuaries.noaa.gov/protect/restoration/welcome.html)

Source : Young *et al.*, (2012), p1081-1083.

Tableau 4.3 (suite) Résultats des différents projets caribéens de jardinage coralliens, en 2012

Table 1. Continued.

Country	Location	Species	Methods	Highlights	Contact (reference/link)
United States	Florida Keys— Dry Tortugas	AC, APR	CB	Local knowledge of reef area and weather conditions key to nursery success, consider difficulties when working in remote locations; bad weather and remote location were concerns.	M Johnson (www.nature.org)
United States	Florida Keys Key West	AP	EC	Corals attached to cement rosettes, new growth evident after 1 mo, units became fish habitats, 80% of fragments lost due to hurricane, disease prevalent after first 2–3 mo.	C Quirolo (http://coralrestoration.org/CRF/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=62&Itemid=101)
United States	Florida Keys— Key Largo	AC	EC, O, T	12%–45% mortality over first 2 mo, mortality from disease and snail predation, mortality influenced by source population and transport distance.	M Miller (Miller et al. 2010)
United States	Florida Keys— Jacquelyne Grounding	AP	CB, EC, T	70 fragments attached to reef and rosettes using cement, good survivorship after 1 yr, restoration site destroyed by 2005 hurricanes.	J Schittone (Franklin et al. 2006)
United States	Florida— Broward County	AC	CB	22%–56% mortality after 1 mo, growth rate was 6–9 cm yr ⁻¹ , larger fragments (>5 cm) grew faster than smaller ones, initial mortality due to high temperature.	D Gilliam (http://www.nova.edu/ocean/ncri/research/establishment-maintenance-coral-nursery.html)
United States	Florida— Biscayne National Park	AC, AP	CB	>1000 fragments from 33 genotypes in two nurseries, fragments outplanted to 4 reef sites, genotypic differences in fragment growth, 17% mortality during first 8 wks, nurseries have become fish recruitment habitat; main concerns are temperature extremes, algae, and sedimentation.	D Lirman, S Schopmeyer (Lirman et al. 2010, Schopmeyer et al. 2011)
United States	Florida— Biscayne National Park	AP	CBL, EC, FS, T	Stabilization using cable-ties and epoxy similarly effective, marine epoxy can be safely used in contact with or adjacent to coral tissue, only 1 fragment suffered complete mortality, nine fragments lost, tissue loss underneath fragment a concern when attaching fragment to bottom.	D Williams (Williams and Miller 2010)
United States	Lower Florida Keys	AC	CB, L	13% mortality after 1 mo, 16% tissue gains during first month; main concerns were temperature extremes and storms.	E Bartels (http://isurus.mote.org/Keys/staghorn.phtml)
United States	Middle Florida Keys	AC	CB, L	Algal growth and bleaching were main concerns possibly due to influence from Florida Bay, hydroids were common on line nurseries, high mortality caused by severe cold-water event in 2010.	K Maxwell (www.myFWC.com)
United States	Upper Florida Keys	AC, AP	CB, CP, L, O, TR	>15,000 corals in nursery, multiple nursery platforms used, >1500 corals outplanted, outplanted corals spawned in 2009, regular cleaning advised, main concerns are unit/coral spacing, algae, temperature extremes.	K Nedimyer (Nedimyer et al. 2011, www.coralrestoration.org)
Multiple	Multiple locations	AC, AP	RB	Successful coral transplantation using underwater epoxy, recruitment of juvenile corals, fish and other invertebrates, high growth rates observed even in areas with poor water quality, provides shoreline protection.	T Barber (www.reefball.org)

Source : Young *et al.*, (2012), p1081-1083.